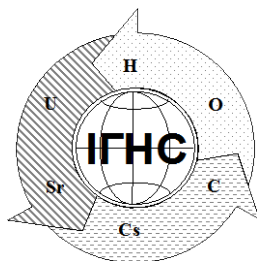


**ДЕРЖАВНА УСТАНОВА
«ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО
СЕРЕДОВИЩА НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНИ»**



ГЕОХІМІЯ ТЕХНОГЕНЕЗУ
випуск 6 (34)
ДО 35 РОКОВИН ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

GEOCHEMISTRY OF TECHNOGENESIS
Issue 6 (34)
DEDICATED TO THE 35TH ANNIVERSARY
OF CHORNOBYL CATASTROPHE

Київ 2021

Редакційна колегія**Головний редактор** ДОЛІН В.В. *д-р геол. наук***Заступники головного редактора:***Михальченко І. І. д-р геол. наук**Ольховик Ю. О. д-р. техн. наук***Члени редколегії:***Дж. Т. Морріс заслужений професор, д-р філос. (біол. н.) (США)**Вілкомірські Б.А. д-р біол. наук (Польща)**Забулонов Ю. Л. чл.-кор. НАНУ, д-р техн. наук**Венгер Є.Ф. чл.-кор. НАНУ, д-р фіз.-мат. наук**Попов О. О. чл.-кор. НАНУ, д-р техн. наук**Верховцев В. Г. д-р геол. наук**Шабалін Б. Г. д-р геол. наук**Шевченко О. Л. д-р геол. наук**Покалюк В.В. д-р геол. наук**Пушкарьов О.В. д-р геол. наук**Родіонов В.Є. д-р техн. наук**Саєнко С.Ю. д-р техн. наук**Литвиненко В.В. д-р техн. наук**Чумаченко С. М. д-р техн. наук**Яцишин А. В. д-р техн. наук**Кручинін С.П. д-р фіз.-мат. наук**Бондар Ю. В. к.геол.-мін. н**Севрук І.М. к.геол.н***Відповідальний редактор:***Севрук І.М***Наукові редактори:** *Забулонов Ю. Л., Долін В. В.***Адреса редакції**

Україна, МСП 03680, м. Київ-142, пр. Палладіна 34-А

(38-044) 423-81-35

e-mail: IGNS_Rudenko@nas.gov.ua

znп.igns.gov.uaРедакційна підготовка до друку *Сорокотяга О.І.*Редактор-перекладач англійського тексту *Міцук Н.Б.*Комп'ютерна верстка *Севрук І.М.*Дизайн обкладинки *Чарна М.***EditorialBoard****Editor-in-Chief** V. DOLIN D. Sc. (Geol.)**Deputies Editor-in-Chief:***Yu. Ol'hovik D. Sc. (Tech.)**I. Mykhalchenko D. Sc. (Geol.)***Members of editorial board:***James T. Morris Distinguished Research Professor Ph. D. (Biol), USA**B. B. Wilkomirski Prof. full science, Poland**Yu. Zabulonov. Cor. Member NASU, D. Sc. (Tech.)**Ye. Venher Cor. Member NASU, D. Sc. (Phys.-Mat.)**O. Popov Cor. Member NASU, D. Sc. (Tech.)**V. Verkhovtsev D. Sc. (Geol.)**B. Shabalin D. Sc. (Geol.)**O. Shevchenko D. Sc. (Geol.)**V. Pokaliuk D. Sc. (Geol.)**O. Pushkarev D. Sc. (Geol.)**V. Rodionov D. Sc. (Tech.)**S. Saienko D. Sc. (Tech.)**V. Lytvynenko D. Sc. (Tech.)**S. Chumachenko D. Sc. (Tech.)**A. Iatsyshyn D. Sc. (Tech.)**S. Kruchynin D. Sc. (Phys.-Mat.)**Yu. Bondar Ph. D. (Geol.-Min.)**I. Sevruck Ph. D. (Geol)***Responsible editor:***Sevruck I.M.***Scientific editors:** *Yu. Zabulonov, V. Dolin***Editorship Addresses**

Ukraine, MCP 03680, Kyiv-142, Palladin av. 34-A

(38-044) 423-81-35

e-mail: IGNS_Rudenko@nas.gov.ua

Збірник засновано у вересні 2000 року. Виходить 1-2 рази на рік.

Свідцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації серія KB №23941-13781 ПР від 26. 04. 2019 р

Збірник представлений в розділі наукової періодики на сайті Національної бібліотеки ім. В.І. Вернадського як фахове видання в галузі геологічних і технічних наук

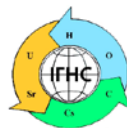
Друкується за постановою Вченої Ради ДУ «ІГНС НАН України»

З М І С Т

Копиленко О.Л., Носовський А.В., Долін В.В.	5
СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ ПОДОЛАННЯ НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ (ЗАМІСТЬ ПЕРЕДМОВИ)	
ПАМ'ЯТІ Б.Є. ПАТОНА	18
Бакай О.С.	21
БОРИС ЄВГЕНОВИЧ ПАТОН І СТРАТЕГІЯ РОЗВИТКУ ЯДЕРНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ УКРАЇНИ	
Садолько І.В.	23
35 РОКІВ СПОГАДІВ	
Яценко В.Г.	30
МІЙ ЧОРНОБИЛЬ	
ГЕОЛОГІЧНІ НАУКИ	
Шабалін Б.Г., Ярошенко К.К., Марініч О.В., Колябіна І.Л., Бугера С.П., Міщук Н.Б.	33
ЩОДО ЗАСТОСУВАННЯ БЕНТОНІТОВИХ ГЛИН ЧЕРКАСЬКОГО РОДОВИЩА ДЛЯ УБЕЗПЕЧЕННЯ ЗАХОРОНЕННЯ РАВ У ПОВЕРХНЕВИХ / ПРИПОВЕРХНЕВИХ СХОВИЩАХ НИЗЬКОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ: ДОСЛІДЖЕННЯ СОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ БЕНТОНІТІВ	
Пушкарьов О.В., Севрук І.М.	45
ВИЗНАЧЕННЯ МЕХАНІЗМІВ МІГРАЦІЇ ТА ДЕПОНУВАННЯ ТРИТІУ В ГЕОЛОГІЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ (НА ПРИКЛАДІ КИЇВСЬКОГО ПУНКТУ ЗБЕРЕЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ)	
Орлов О.О.	58
ЗАКОНОМІРНОСТІ МІГРАЦІЇ ¹³⁷ CS НА ГЕОХІМІЧНИХ БАР'ЄРАХ КРАЙОВОЇ ЗОНИ МЕЗОТРОФНОГО БОЛОТА В УКРАЇНСЬКОМУ ПОЛІССІ	
Верховцев В.Г., Семенюк М.П., Вайло О.В., Ганевич А.Є., Задорожний Д.Б., Міщеряков С.В.	71
ГЕОДИНАМІКА УРАНОВОРУДНИХ ПОЛІВ ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ІНГУЛЬСЬКОГО МЕГАБЛОКУ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА	
Ярошук М.О., Вайло О.В., Ганевич А.Є.	82
ПЕРСПЕКТИВИ УРАНОВОГО ЗРУДЕНІННЯ ПІВДЕННО-ЗАХІДНОГО СХИЛУ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА	
Удалов І.В., П'яташ Д.Р.	90
КІЛЬКІСНИЙ ДИНАМІЗМ ПОКАЗНИКІВ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ЯК МАРКЕР ЯКІСНОЇ ДИФЕРЕНЦІАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД (НА ПРИКЛАДІ СИНІЧАНСЬКОГО ВОДОЗАБОРУ)	
ТЕХНІЧНІ НАУКИ	
Чарний Д.В., Ярошук Д.А., Пугач О.В., Смірнова Г.Ф., Мусіч О.Г., Стоколос М.О., Ніколенко В.А., Тіщенко І.В., Чернова Н.М.	99
ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ ПЛАЗМИ ЕЛЕКТРИЧНОГО РОЗРЯДУ	
Хрущов Д.П., Долін В.В.	105
ВСТУП ДО ІНФОГЕОЛОГІЇ	
Хрущов Д.П., Чумаченко С.М., Сплодитель А.О.	107
МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА ТЕРИТОРІЙ ВІЙСЬКОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ (НА ПРИКЛАДІ ВІЙСЬКОВОГО ПОЛІГОНУ «ДІВИЧКИ»)	
Кураєва І.В., Кошлякова Т.О., Азімов О.Т., Злобіна К.С., Хрущов Д.П.	113
ГЕОХІМІЧНА ТРАНСФОРМАЦІЇ ОБ'ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ В МЕЖАХ ПОЛІГОНІВ ЗАХОРОНЕННЯ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ (НА ПРИКЛАДІ МІСТА КИЄВА)	
ІНФОРМАЦІЯ ДЛЯ АВТОРІВ	123

CONTENTS

O.Kopylenko, A. Nosovskii, V.Dolin	5
CONTEMPORARY CHALLENGES IN ELIMINATION OF THE CONSEQUENCES OF THE CHORNOBYL CATASTROPHE (IN PLACE OF A FOREWORD)	
IN MEMORY OF B.E. PATON	18
O. Bakai	21
BORYS PATON AND STRATEGY OF UKRAINIAN NUCLEAR ENERGY DEVELOPMENT	
I. Sadolko	23
35 YEARS OF MEMORIES	
V. Yatsenko	30
MY CHERNOBYL	
GEOLOGICAL SCIENCES	
B. Shabalin, K. Yaroshenko, O. Marinich, I. Koliabina, S. Buhera, N. Mitsiuk	33
ABOUT USE OF BENTONITE CLAYS FROM CHERKAS'KE DEPOSIT FOR RADIOACTIVE WASTEDISPOSAL IN NEAR-SURFACE REPOSITORIES: RESEARCHES ON SORPTION PROPERTIES OF BENTONITES IN THE RADIOGEOCHEMISTRY DEPARTMENT	
O. Pushkarov, I. Sevruck	45
STUDY OF TRITIUM MIGRATION AND RETENTION MECHANISMS IN THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT (BY THE EXAMPLE OF THE KYIV RADIOACTIVE WASTE STORAGE FACILITY)	
O.O. Orlov	58
REGULARITIES OF ¹³⁷ CS MIGRATION ON GEOCHEMICAL BARRIERS OF MARGINAL ZONE OF MEZOTROPHIC BOG IN UKRAINIAN POLISSYA	
V. Verkhovtsev, N. Semenyuk, A. Vaylo, A. Ganevich, D. Zadorozhnyi, S. Meshcheriakov	71
GEODYNAMICS OF URANIUM ORE FIELDS IN THE WESTERN PART OF THE INHUL MEGABLOK OF THE UKRAINIAN SHIELD	
M. Yaroshchuk, A. Vaylo, A. Ganevich	82
PROSPECTS OF URANIUM MINERALIZATION OF THE SOUTH-WESTERN SLOPE OF THE UKRAINIAN SHIELD	
I. Udalov, D. Piatash	90
QUANTITATIVE DYNAMISM OF CHEMICAL COMPOSITION INDICATORS AS A MARKER OF QUALITATIVE GROUNDWATER DIFFERENTIATION (ON THE EXAMPLE OF SYNYCHAN WATER INTAKE)	
TECHNICAL SCIENCES	
D. Charny, D. Yaroshchuk, O. Puhach, G. Smirnova, O. Musich, M. Stokolos, V. Nikolenko, I. Tishchenko, N. Chernova	99
DISINFECTION OF DRINKING WATER BY ELECTRIC DISCHARGE PLASMA	
D. Khrushchov, V.Dolin	105
INTRODUCTION TO INFOGEOLOGY	
D. Khrushchov, S.Chumachenko, A. Splodytel	107
METHODOLOGICAL FOUNDATIONS OF THE IMITATIONAL MODELLING OF THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT OF THE MILITARY ACTIVITY TERRITORIES (AT THE DIVYCHKY POLYGON AS AN EXAMPLE)	
I. Kuraieva, T. Koshliakova, O. Azimov, K. Zlobina, D. Khrushchov	113
GEOCHEMICAL TRANSFORMATION OF ENVIRONMENTAL OBJECTS WITHIN SOLID WASTE LANDFILLS (ON THE EXAMPLE OF KYIV)	
INFORMATION FOR AUTHORS	123



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.005>

УДК УДК 51:550.47:574.4:614.7:608:631.438:632.118.3:636

Копиленко О.Л., Носовський А.В., Долін В.В.

акад. НАН України **Копиленко О.Л.**, д.ю.н., проф., Народний депутат України, Kopylenko@nas.gov.ua

акад. НАН України **Носовський А.В.**, д.т.н., проф. Інститут проблем безпеки атомних електростанцій Національної академії наук України», <https://orcid.org/0000-0002-2594-3780>, anosov@ispnpp.kiev.ua

Долін В.В., д.г.н., проф., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», vdolin@ukr.net, ORCID: 0000-0001-6174-2962

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ ПОДОЛАННЯ НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ (ЗАМІСТЬ ПЕРЕДМОВИ)

У статті критично розглянуто стан вирішення ключових проблем, проаналізовано причини низьких темпів подолання наслідків Чорнобильської катастрофи, пов'язаних з неефективністю державного управління. За 35 років, що минули після аварії на IV енергоблоці ЧАЕС, не розроблено державної стратегії поступової, крок за кроком, ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи, критеріїв, за якими її можна вважати завершеною. У зв'язку зі зміною структури радіоактивного забруднення території, накопиченням нових знань у галузі радіаційної медицини, сільськогосподарської радіології, радіобіології, радіогеохімії, радіоекології, нагально необхідно переглянути концептуальні положення чорнобильських законів та програмних документів, котрі здебільшого базуються на даних радіоекологічного обстеження 30-річної давнини. Серед найбільш актуальних невирішених проблем радіаційної безпеки – технологічні основи поводження з паливовмісними матеріалами у процесі розбирання нестабільних конструкцій об'єкта «Укриття», обсяг яких перевищує 15 т (за UO_2) загальною активністю до $4,8 \times 10^{17}$ Бк. Недосконалість системи радіогідроекологічного моніторингу в зоні впливу Об'єкту «Укриття» і третього енергоблоку ЧАЕС, пунктів тимчасової локалізації та захоронення радіоактивних відходів у Чорнобильській зоні відчуження, зокрема, внаслідок техногенно спричинених змін гідроекологічного режиму, веде до недостатньо достовірних оцінок та прогнозу радіоактивного забруднення підземних джерел питного водопостачання. Одна з найбільш актуальних сучасних радіоекологічних проблем – накопичення у навколишньому природному середовищі Америцію-241 та його дозотвірного впливу. Наразі вміст цього радіонукліду за межами аварійного енергоблоку майже зрівнявся зі ^{90}Sr і продовжуватиме збільшуватися до середини нинішнього століття. Водночас його радіобіологічна ефективність значно вища за гама- і бета-випромінювання дозотвірних ^{137}Cs і ^{90}Sr . Стратегія подолання наслідків Чорнобильської катастрофи повинна носити комплексний характер і бути спрямованою на паралельне вирішення гуманітарних, екологічних, технологічних, міжнародних і політичних питань.

Ключові слова: Чорнобильська катастрофа, стратегія подолання, Об'єкт «Укриття», радіоактивне забруднення, лавоподібні паливовмісні матеріали, радіоекологічні проблеми, радіогідроекологічний моніторинг, пункти захоронення і тимчасового зберігання радіоактивних відходів, Америцій-241.

Забезпечення екологічної безпеки і підтримання екологічної рівноваги на території України, подолання наслідків Чорнобильської катастрофи – катастрофи планетарного масштабу, збереження генофонду Українського народу є обов'язком держави

Стаття 16 Конституції України

Минуло тридцять п'ять років від 26 квітня 1986 р., коли на четвертому енергоблоці Чорнобильської атомної станції, розташованій менш як за 100 км від столиці Української РСР у мальовничих верхів'ях р. Прип'ять, неподалік від нинішніх кордонів Білорусі, Росії та України сталася найбільша аварія в історії атомної енергетики. Її головними причинами сьогодні називають проектні та

конструкторські недоліки, а також низький рівень культури безпеки оперативного персоналу станції. Унаслідок руйнування активної зони реактора протягом 10 діб до 6 травня 1986 року відбувався викид у 2-кілометровий шар атмосфери радіоактивних газів, аерозолів і частинок палива. Загальноприйнята на цей час оцінка викиду радіоактивних речовин становить близько $1,4 \times 10^{19}$ Бк, у тому числі найбільш небезпечних з медико-біологічних позицій ^{131}I – $1,8 \times 10^{18}$, ^{137}Cs – $8,5 \times 10^{16}$, ^{90}Sr – 1×10^{16} , ізотопів плутонію – 3×10^{15} [1] (табл. 1). Рівень забруднення ^{137}Cs на території Європи площею більше 200 000 квадратних кілометрів становив понад 37 кБк/кв. м. Значна її частина розташована у трьох найбільш постраждалих країнах — Білорусі, Росії та Україні.

Унаслідок Чорнобильської катастрофи постраждало понад 5 мільйонів людей, забруднено радіоактивними нуклідами близько 5 тисяч населених пунктів Республіки Білорусь, України та Російської Федерації. З них майже половина - в

Україні - 2218 селищ та міст із населенням приблизно 2,4 млн. чол. Крім України, Республіки Білорусь та Російської Федерації вплив Чорнобильської катастрофи відчули на собі Швеція, Норвегія, Польща, Великобританія та інші країни.

Таблиця 1. Основні дозотвірні радіонукліди в реакторі IV енергоблоку ЧАЕС та обсяги їх викиду в навколишнє середовище за даними МАГАТЕ [1]

Table 1. The main dose-forming radionuclides in the ChNPP Unit IV reactor and assessment of the environmental release (IAEA [1])

Радіонуклід	Період напіврозпаду	Накопичена в реакторі активність, Бк	Викид активності, Бк*	Вміст у довкіллі станом на 26.04.2021
⁹⁰ Sr	28,80 років	$2,3 \times 10^{17}$	$1,00 \times 10^{16}$	$4,31 \times 10^{15}$
¹³¹ I	8,02 діб	$3,1 \times 10^{18}$	$1,76 \times 10^{18}$	розпався
¹³⁷ Cs	30,17 років	$2,6 \times 10^{17}$	$8,50 \times 10^{16}$	$1,51 \times 10^{16}$
²³⁸ Pu	87,71 років	$1,3 \times 10^{15}$	$1,50 \times 10^{13}$	$1,14 \times 10^{13}$
²³⁹ Pu	24 113 років	$9,2 \times 10^{14}$	$1,30 \times 10^{13}$	$1,30 \times 10^{13}$
²⁴⁰ Pu	6564 років	$1,5 \times 10^{15}$	$1,80 \times 10^{13}$	$1,79 \times 10^{13}$
²⁴¹ Pu	14,4 років	$1,8 \times 10^{17}$	$2,60 \times 10^{15}$	$4,82 \times 10^{14}$
²⁴¹ Am	432,6 років	$1,6 \times 10^{14}$	Імовірно, $4,80 \times 10^{12}$	$2,00 \times 10^{15}$

* - похибка оцінки 50 %.

Події тієї ночі, коли нічна зміна на четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС завершувала планові випробування вільного вибігу турбіни після зупинки реактора, сьогодні розписані по секундах. Наслідки цих секунд розділили час і простір на «до» і «після», утворивши в центрі Європи відчужену Зону площею понад 2500 квадратних кілометрів на раніше густонаселених територіях, і, без перебільшення, змінили світ.

Двадцять століття увійшло в історію цивілізації як століття найбільш кривавих війн, природних і техногенних катастроф. Утім, наслідки Другої світової війни людство практично здолало протягом 15 років. Про подолання наслідків Чорнобильської катастрофи ми не ведемо мову навіть через три з половиною десятиліття. Унаслідок відсутності державної стратегії поступової, крок за кроком, ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи, критеріїв, за якими її можна вважати завершеною, у населення й у владних структурах створився стереотип неможливості подолання наслідків катастрофи. Натомість в офіційних політичних та урядових документах прижився хибний термін «мінімізація», який застосовується донині.

Чорнобильська АЕС із винуватця і причини Чорнобильської катастрофи перетворилася чи не в найбільшу її жертву. Надмірна увага з боку уряду і міжнародної спільноти саме до припинення експлуатації ЧАЕС і перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему створили враження, що саме вирішення цих проблем має найважливіше значення для ліквідації наслідків

Чорнобильської катастрофи. Проте за минулі 35 років не розроблено однозначного науково і технічно обґрунтованого рішення щодо поводження з паливовмісними матеріалами та високоактивними відходами об'єкта «Укриття». Разом із цим відсутність в Україні геологічного сховища радіоактивних відходів дає підстави для сумнівів, що і в наступні 35 років ця проблема буде вирішена.

Проблема «чорнобильських лав»

Унаслідок аварії всередині IV енергоблоку Чорнобильської АЕС у 1986 р. утворилося не менше 15 т (за UO₂) лавоподібних паливовмісних матеріалів (ЛПВМ) загальною активністю (за оцінкою на 2010 р.) близько $4,8 \times 10^{17}$ Бк [2]. Прийнято вважати, що ЛПВМ є результатом взаємодії оксиду урану таблеток ядерного палива (що містять також продукти ділення і активації) з цирконієвим сплавом оболонки твєлів і силікатами, що входять до складу конструкційних матеріалів реактора (серпентинітової засипки, піску, бетону тощо) [3,4]. Унаслідок хімічно (окиснення) та радіаційно спричиненої деструкції ЛПВМ відбувається їх руйнування з утворенням дрібнодисперсного радіоактивного пилу, що є головним чинником екологічної небезпеки в процесі демонтажу нестабільних конструкцій Об'єкта «Укриття». Найбільш небезпечними елементами мікроструктури ЛПВМ є включення оксиду урану та уранвміщуючих фаз. Саме в цих включеннях проходить процес окиснення оксиду урану, що призводить до збільшення їх об'єму, зародження тріщин та руйнування ЛПВМ.

Схематично мікроструктуру зразка коричневої кераміки ЛПВМ наведено на рис. 1. Включення оксидів урану представлені оксидом урану $UO_{2,34}$. Також ідентифікуються включення оксиду цирконію, які мають кубічну та тетрагональну структуру. Кристалічні фази оксидів цирконію є результатом кристалізації (принаймні частини) аморфної цирконій-уран-кисневої фази $(U,Zr)O_x$ після аварії. Присутні включення силікату цирконію, відомі як «чорнобиліт» $(Zr,U)SiO_4$. Ураніт силікат гідрат калію-натрію $(K,Na)_2(UO_2)_2(Si_2O_5)_3 \cdot 4H_2O$ (мінерал віксіт) (wecksite), який нещодавно виявлено, найімовірніше перебуває в зоні контакту оксиду урану UO_x та силікатної склофази по поверхні включень оксиду урану. Він сформувався як результат взаємодії оксиду урану із включень та оксидів кремнію, натрію і калію склофази ЛПВМ і води. Силікатна склофаза ЛПВМ містить кілька раніше невідомих фаз оксиду кремнію SiO_2 : орторомбічну, тригональну і, можливо, тетрагональну. Також в силікатній склофазі знаходяться силікат алюмінію Al_2SiO_5 і, можливо, силікат кальцію Ca_2SiO_4 . Всі фази оксиду кремнію та силікати сформувалися частково в результаті кристалізації багатокомпонентного силікатного розплаву при його охолодженні під час аварії та частково в результаті кристалізації склофази впродовж тривалого часу після аварії.

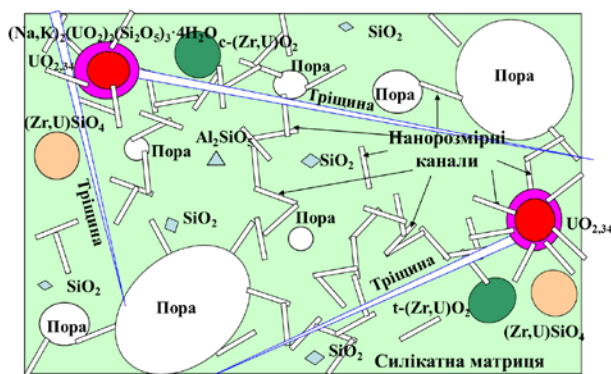


Рис. 1. Модель структури коричневої кераміки ЛПВМ (автори С.В. Габелков, І.В. Жиганюк (ІПБ АЕС НАН України))

Fig. 1. Structure model of brown ceramics from Lava-like Fuel Containing Materials (authors SV Gabelkov, IV Zhiganyuk, Institute for Safety Problems of NPP of NAS of Ukraine)

Поровий простір коричневої кераміки має такі складові: великі та малі газові пори, тріщини і нанорозмірні порові канали (рис. 1). Нанорозмірні порові канали пронизують склофазу і всі кристалічні включення коричневої кераміки. Вони з'єднують газові пори та тріщини між собою і з

зовнішнім середовищем. Включення оксидів урану є найбільш проблемними елементами мікроструктури ЛПВМ. Саме в них проходить низка фізичних та хімічних процесів: проникнення кисню повітря в ЛПВМ до включень оксидів урану UO_x по відкритих нанорозмірних порових каналах, окиснення киснем повітря оксиду урану UO_2 у включеннях і формування тріщин в ЛПВМ за рахунок збільшення об'єму включень оксидів урану UO_x , які підтверджено незворотнім збільшенням об'єму більш ніж на 0,5% коричневої кераміки ЛПВМ при повільному ізотермічному відпалі за $500^\circ C$ протягом 54 годин (7 циклів) і зменшенням механічних характеристик із наступним руйнуванням зразків на дрібні фрагменти.

Результати досліджень свідчать про те, що включення оксиду урану $UO_{2,34}$ в коричневої кераміці знаходяться в стисненому стані. Окиснення оксиду урану UO_x у включеннях проходило коли склофаза була міцною, не пластичною. Збільшення об'єму включень оксиду урану UO_x при окисненні послужило причиною формування тріщин.

Зразки чорної кераміки ЛПВМ досліджено методом електронної мікроскопії [5]. На рис. 2 наведено фото зерен чорної кераміки, серед яких відмічено зерно оксиду урану з розмірами 3 - 10 мкм (поз. 2.14). Елементний склад зерна оксиду урану наведено в табл. 2.

Таблиця 2. Результати мікросондового аналізу зерен ЛПВМ (чорна кераміка), ваг. %

Table 2. The data of microprobe analysis of black ceramics grains from Lava-like Fuel Containing Materials, wt. %

Елемент	Фиг.2 Поз. 2.14	Фиг.2 Поз. 2.15
O	19.65	42.10
Na	0.00	0.00
Mg	0.00	1.83
Al	0.40	4.06
Si	0.00	34.34
P	0.00	0.00
S	0.00	0.00
K	0.00	2.29
Ca	0.00	8.54
Fe	0.00	1.05
Ni	0.00	0.00
Zr	0.00	0.00
U	79.94	5.80
Всього	100.00	100.00

З даних табл. 2 видно, що зерно складається з кисню, урану та алюмінію. Враховуючи малий вміст алюмінію, можна вважати, що зерно на поз. 2.14 (рис. 2) є оксидом урану. Елементний склад великого зерна з розмірами 40 - 50 мкм (поз. 2.15, рис. 2) відповідає силікатному склу, яке окрім магнію,

алюмінію, калію, кальцію та заліза містить ще й уран. Отже найбільш проблемними елементами структури ЛПВМ є включення оксидів урану, які виступають осередками деструкції та диспергування високоактивних радіоактивних відходів всередині Об'єкта «Укриття».

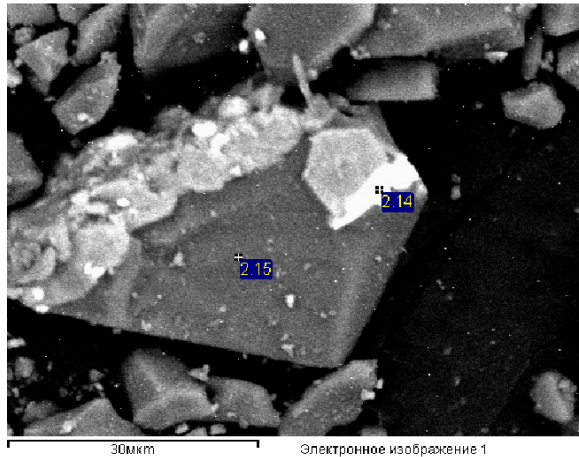


Рис. 2. Електронномікроскопічний знімок зразка коричневої кераміки

Fig. 2. SEM image of brown ceramics sample

Протягом тридцяти п'яти років існування Об'єкта «Укриття» не було запропоновано технологію поводження з цими матеріалами, яка б забезпечила надійний захист навколишнього середовища від небезпечних радіоактивних речовин. Досі не розроблено методичних і технологічних підходів для вирішення цієї проблеми. Водночас результати проведених досліджень свідчать, що після встановлення Нового безпечного конфайнменту (НБК) істотно змінилися волого-температурні умови перебування ядерно небезпечних скупчень в аварійному енергоблоці, що сприяло поступовому зростанню щільності потоку нейтронів. Необхідно провести додаткові дослідження ядерно небезпечних скупчень, переоцінку ефективності системи контролю ядерної безпеки, а також розробити заходи щодо превентивного придушення параметрів критичності скупчення ядерно небезпечних матеріалів, що діляться. Час, умови середовища й особливості фізико-хімічних характеристик паливовмісних матеріалів істотно змінили властивості цих небезпечних матеріалів, що призвело, зокрема, до їх диспергування, утворення та накопичення дрібнодисперсних пилоподібних часточок з високою радіоактивністю.

Потребують оновлення «чорнобильські» закони/ Для сучасного покоління найбільш працездатних і досвідчених 30-40-річних людей Чорнобильська катастрофа є явищем майже

доісторичним. Хоча очевидно, що саме на них, а, можливо, й на наступні покоління, на порушення основних гуманітарних принципів, перекладено вантаж і відповідальність за подолання її наслідків.

На жаль, інженерно-технологічні проблеми зменшення рівня радіоактивного забруднення за межами промислового майданчика ЧАЕС, які визначають тривалість вирішення гуманітарних, соціальних та екологічних проблем, відсунуто на другий план. Навіть реабілітація зони відчуження, зони безумовного (обов'язкового) відселення і зони гарантованого добровільного відселення перестала бути пріоритетом держави. «Мінімізація» наслідків Чорнобильської катастрофи впродовж останніх 30 років полягала передусім у мінімізації фінансування наукового супроводу, що призвело до впровадження низки науково необґрунтованих інженерно-технічних проектів та заходів, які значною мірою виявилися неефективними, а деякі завдали шкоди навколишньому середовищу.

Вирішення соціальних проблем було зведено до надання грошових компенсацій, які були розпорошені на 3 млн. населення і тому не сприяли проведенню ефективної профілактики захворювань та реабілітації потерпілих від аварії. Досі не встановлено конкретні науково обґрунтовані критерії надання компенсацій та розмірів грошових виплат.

У законодавчій базі 30-літньої давнини жодним чином не враховуються новітні наукові досягнення у галузі радіаційної медицини, сільськогосподарської радіології, радіобіології, радіоекології, радіогеохімії. Картування щільності забруднення радіонуклідами ґрунтів виконано у перші роки після катастрофи до 1991 р. за обмеженою кількістю даних. Досі використовують розрахункові, змодельовані величини. Стоїть нагальна потреба в отриманні сучасних реально вимірних величин.

Протягом 30 років після прийняття Закону «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» відбулася кардинальна зміна структури радіоактивного забруднення території унаслідок фізичного розпаду дозотвірних радіонуклідів (йоду-131, ізоотопів ніобію, цирконію, церію, рутенію, цезію, стронцію, плутонію-241) та накопичення дочірніх ізоотопів (америцію-241). На основі прямих вимірювань лічильником випромінювання людини (ЛВЛ) за цей час створено статистично достовірні бази даних дозових навантажень на населення забруднених регіонів України, виконано їх верифікацію та оцінку на цій основі достовірності визначення паспортних доз

опромінення. Усе це свідчить про необхідність зміни критеріїв зонування території, перерозподілу та спрямування фінансових потоків на відродження радіоактивно забруднених в минулому земель та реалізації заходів щодо радіаційного захисту населення територій, рівні забруднення яких досі становлять небезпеку життєдіяльності.

Сховища радіоактивних відходів – пролонговане джерело забруднення підземних вод/ У пунктах захоронення та тимчасової локалізації в Чорнобильській зоні відчуження зосереджено понад 2 млн. м³ радіоактивних відходів (РАВ). Більшість чорнобильських РАВ зберігаються в умовах, що не відповідають вимогам сучасних норм радіаційного захисту [2]. Відсутність (недосконалість) системи інженерних бар'єрів веде до періодичного підтоплення тіла РАВ, що супроводжується винесенням радіоактивності абіогенним та біогенним шляхом. Разом із тим існуюча система радіогідрогеоекологічного моніторингу (ведення якої фінансується за залишковим принципом) потребує істотного корегування. Це пов'язано з низкою техногенно спричиненої (унаслідок впровадження інженерно-геологічних рішень) зміни шляхів руху підземних вод до зони розвантаження.

За природними умовами Централізоване сховище відпрацьованого ядерного палива (ЦСВЯП) і пункт захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ) «Буряківка» розташовані на території, де шар кийського мергелю розмитий. Цю область візуалізовано на рис. 3 у вигляді заштрихованої ділянки. Змодельована фахівцями Інституту проблем безпеки АЕС НАН України траєкторія руху радіоактивно забруднених вод протягом 70-90 років досягає бучацького водоносного горизонту та поширюватиметься по ньому в латеральному напрямку (рис. 4). На відміну від майданчику ЦСВЯП, де виконано обґрунтування мережі спостережних свердловин радіогідрогеоекологічного моніторингу, розташування спостережних свердловин на майданчику ПЗРВ «Буряківка» не дозволяє кількісно оцінити виток радіоактивного забруднення безпосередньо з обводнених траншей сховища. Свердловин, пробурених на бучацький горизонт, що використовується для питного водопостачання, немає взагалі.

Після виведення водоймища – охолоджувача із експлуатації, рух підземних вод під ділянкою розміщення ПЗРВ «Підлісний» направлений на північний схід в сторону озера Азбучин (рис. 5).

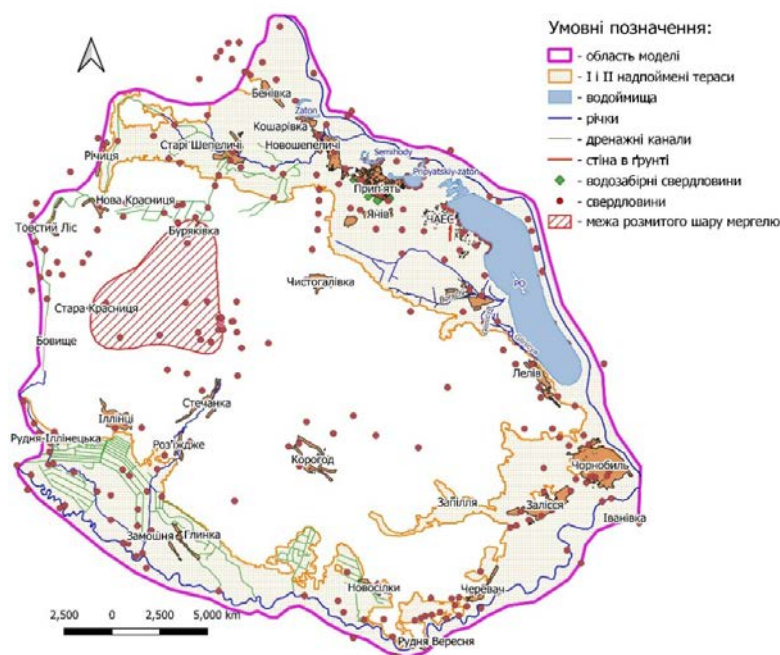


Рис. 3. Природні та техногенні умови ближньої зони Чорнобильської зони відчуження (просторова візуалізація даних М.І. Панасюка та Н.В. Сосонної (ІПБ АЕС НАН України).

Fig. 3. Natural and man-made conditions in the near zone of the Chernobyl Exclusion Zone (spatial data visualization by MI Panasyuk and NV Sosonna, Institute for Safety Problems of NPP of NAS of Ukraine).

Нижче за потоком підземних вод від модулів захоронення радіоактивних відходів спостережні свердловини відсутні. Вміст радіонуклідів у підземних водах контролюється свердловинами, що розташовано на периферії імовірного потоку, та становить (за даними ДСП «Екоцентр») 300 – 1900 Бк/м³ ⁹⁰Sr та 30 – 310 Бк/м³ ¹³⁷Cs. У належному обсязі радіогідрогеоекологічний моніторинг у

районі Об'єкта «Укриття» проводився з 1996 по 2017 рр. По тому через брак коштів спостереження виконувались не регулярно по окремим свердловинам.

Із 30 спостережних свердловин, що були обладнані на промайданчику Нового безпечного конфайнменту – об'єкта «Укриття» (НБК-ОУ), наразі регулярно спостерігаються лише 6, у яких

відповідними службами ДСП ЧАЕС визначаються концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr . В останні декілька років по окремим свердловинам, що розташовані нижче за потоком ґрунтових вод від об'єкта «Укриття», спостерігається значне, в 200 - 500 разів, зростання об'ємних активностей ^{90}Sr до 700 - 2100 кБк/м³ (рис.

б), урану та ТУЕ. Імовірно, що це може бути пов'язано з надходженням радіоактивності з Об'єкту «Укриття». Проте управлінські рішення щодо захисту підземних вод не розробляються і не можуть бути розроблені через відсутність повноцінних моніторингових досліджень.

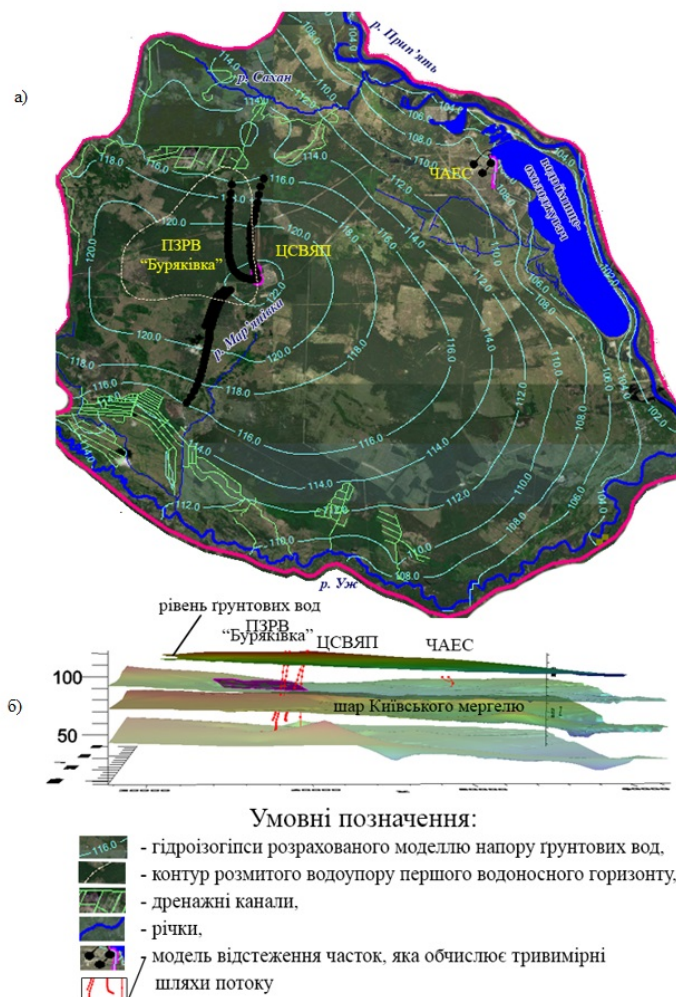


Рис. 4. Вигляд прогнозних шляхів поширення радіонуклідів потоком ґрунтових вод у 2-вимірному (а) та 3-вимірному (б) зображеннях. Автори моделі М.І. Панасюк та Н.В. Сосонна (ІПБ АЕС НАН України).

Fig. 4. Predicted pathways of radionuclide flow with groundwater in 2-dimensional (a) and 3-dimensional (b) images. The authors of the model MI Panasyuk and NV Sosonna (Institute for Safety Problems of NPP of NAS of Ukraine).



Рис. 5. Напрямок поширення радіоактивного забруднення підземних вод від ПЗРО «Підлісний» (показано червоними стрілками). Автори моделі М.І. Панасюк та Н.В. Сосонна (ІПБ АЕС НАН України)

Fig. 5. The direction of groundwater radioactive contamination migration from "Pidlisny" radioactive waste disposal (shown by red arrows). The authors of the model MI Panasyuk and NV Sosonna (Institute for Safety Problems of NPP of NAS of Ukraine)

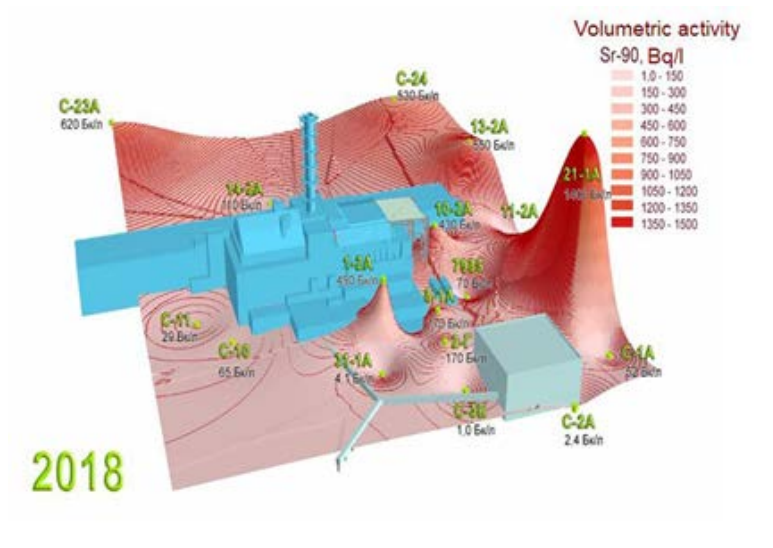


Рис. 6. Просторова візуалізація рівнів забруднення підземних вод ^{90}Sr у межах промайданчика НБК – ОУ та в районі 3-го блоку ЧАЕС у 2018 р. Автори моделі М.І. Панасюк та Н.В. Сосонна (ІПБ АЕС НАН України)

Fig. 6. Spatial visualization of groundwater pollution with ^{90}Sr within the industrial site of "Shelter" object and 3rd unit of the Chornobyl NPP (2018). The authors of the model MI Panasyuk and NV Sosonna (Institute for Safety Problems of NPP of NAS of Ukraine)

«Америцієва» проблема

Серед дозотвірних радіонуклідів набуває особливої ваги Америцій-241 – єдиний з «чорнобильських» радіонуклідів, активність котрого збільшується з часом. Америцій-241 (період напіврозпаду 433 роки) так само, як і цезій-137, є виключно техногенним ізотопом, що утворюється в процесі поділу урану при ядерних вибухах та в енергетичних ядерних реакторах. У природі не зустрічається. Утворюється при розпаді плутонію-241 (період напіврозпаду 14 років). Зважаючи на істотно триваліший (у 31 раз) період напіврозпаду, ніж у материнського ^{241}Pu , дочірній ^{241}Am накопичується в природі, створюючи низку радіоекологічних та технологічних проблем.

Станом на 26.04.1986 р. у паливі реактора IV енергоблоку ЧАЕС за офіційними даними було накопичено $1,8 \times 10^{17}$ Бк плутонію-241 та $1,6 \times 10^{14}$ америцію-241 (табл. 1). За інформацією, наданою урядом СРСР у МАГАТЕ, в складі викиду містилося близько 3% ізотопів плутонію. Оскільки плутоній містився у складі відпрацьованого ядерного палива, це дає підстави для використання величини 3% з метою оцінки кількості викинутого з реактора америцію-241.

Науковим комітетом ООН по дії атомної радіації америцій-241 віднесено до одного з семи найбільш небезпечних радіонуклідів. Америцій-241 – альфа-випромінювач, біологічна дія якого значно вища за гама- та бета випромінювання цезію-137 та стронцію-90. Сполуки америцію високо токсичні. Значення допустимої концентрації для америцію-241 в повітрі близько $1 \cdot 10^{-4}$ Бк/л, у воді водоєм – близько 70-80 Бк/л.

Проблема зростання біологічної вагомості америцію-241 полягає в тому, що збільшення америцію-241 відбувається через розпад ізотопів плутонію-241, що є в складі аварійних випадів. В той же час, через радіоактивний розпад відбувається зниження кількості цезію-137 та стронцію-90. З

моменту аварії вже близько 80% плутонію-241 перетворилось на америцій-241. Внаслідок цього зараз внесок ^{241}Am у загальну альфа-активність трансуранових елементів у випадіннях складає близько 57%.

Активність Америцію-241 зростатиме у довкіллі до 2057 року; по тому швидкість його розпаду перевищуватиме швидкість утворення унаслідок вичерпання материнського Плутонію-241 (рис. 7). Наразі його загальна активність у навколишньому середовищі, з урахуванням фізичного розпаду дозотвірних ізотопів, приблизно удвічі менша за активність Стронцію-90, викинутого з реактора IV енергоблоку ЧАЕС (табл. 1).

За експериментальними даними ДСП «Екоцентр», з часом спостерігається істотне збільшення вмісту ^{241}Am у ґрунтах радіоактивно забруднених територій (рис. 8).

Систематичного обстеження радіоактивно забруднених територій України Америцієм-241 протягом 35 років після аварії не проводилося. Характер просторового розподілу забруднення території України Америцієм-241 визначався розрахунковим методом на основі непрямих вимірювань і головним чином відповідає забрудненню ізотопами плутонію (рис. 9, 10). Забруднення зосереджено переважно на території Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення.

^{241}Am є альфа-випромінювачем. Утворений при його розпаді радіонуклід ^{237}Np випускає гама-кванти з енергією близько 60 кеВ, за якими вміст ^{241}Am вимірюється на гама-спектрометрах із високою роздільною здатністю.

Мобільність та біологічна доступність Америцію-241 істотно (принаймні вдвічі) більші, ніж материнського Плутонію-241. Це пояснюється тим, що він утворюється не лише з плутонію первинних паливних випадів, а й з уже утворених ним мобільних форм. Дослідження, проведені в ДУ

«Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», свідчать, що за міграційними характеристиками у довкіллі Америцій-241 схожий до Цезію-137 [6–8]. Інші дослідники вважають мобільність ^{241}Am значно більшою (у 30 разів більше, ніж материнського ^{241}Pu) [9,10].

Одним із найбільш небезпечних шляхів надходження Америцію-241 в організм людини є інгаляційний. При надходженні через органи дихання цей ізотоп швидко переміщується з легенів у кров та має здатність до накопичення у скелеті та печінці.

Встановлено, що америцій-241 може надходити в організм через шкіру. При пошкодженні шкіряного покриву швидкість всмоктування ^{241}Am зростає у 100-250 разів.

При надходженні з продуктами харчування, америцій-241 невеликою мірою всмоктується у

травному тракті. Основними органами депонування ^{241}Am в організмі тварин і людини є скелет, печінка і нирки. Допустимі концентрації у повітрі населених місць становлять 4×10^{-4} Бк/м³, у питній воді – 1000 Бк/м³ (1 Бк/л).

Дані постійного моніторингу приземного шару атмосфери на промисловому майданчику ЧАЕС, який проводиться Інститутом проблем безпеки АЕС НАН України уже протягом десяти років, свідчать про те, що за нормальних умов активність ^{241}Am у повітрі не перевищує кількох десятків мкБк/м³. Так, протягом 2021 року максимальна активність в районі розташування ЧАЕС склала 7,39, а середня – 2,45 мкБк/м³. Ці значення суттєво нижчі за встановлену Нормами радіаційної безпеки України НРБУ-97 допустиму концентрацію ^{241}Am у повітрі для категорії В (населення) – 400 мкБк/м³.

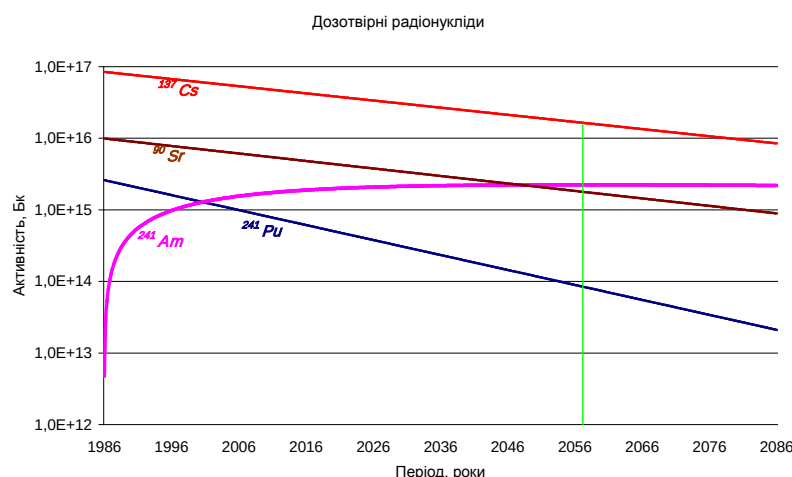


Рис. 7. Динаміка вмісту дозотвірних ізотопів у навколишньому середовищі внаслідок фізичного розпаду (шкала вісі ординат – логарифмічна).

Fig. 7. Changes of the dose-forming isotope content in the environment due to physical decay (in the logarithmic scale of ordinates axis).

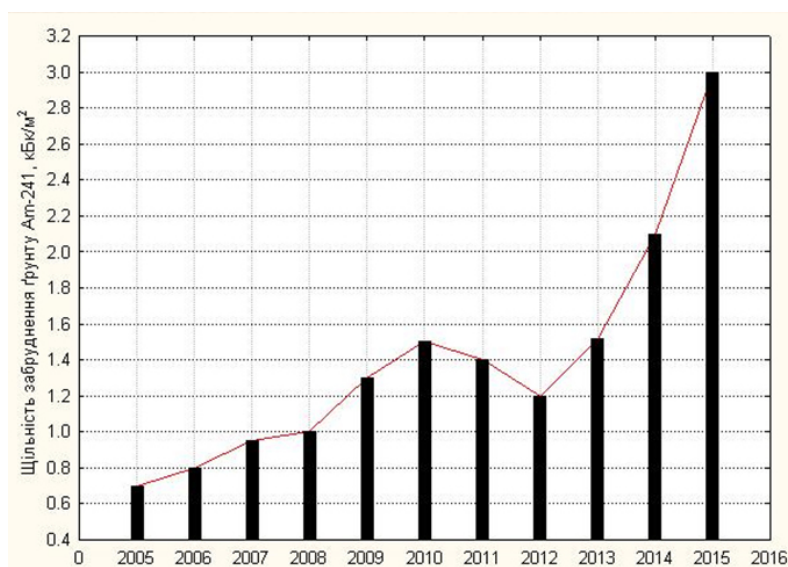


Рис. 8. Динаміка вмісту ^{241}Am у ґрунті с. Дитятки (за даними ДСП «Екоцентр»)

Fig. 8. Dynamics of ^{241}Am content in the soil of v. Dytyatky (according to data from Public Special Enterprise "Ecocenter")

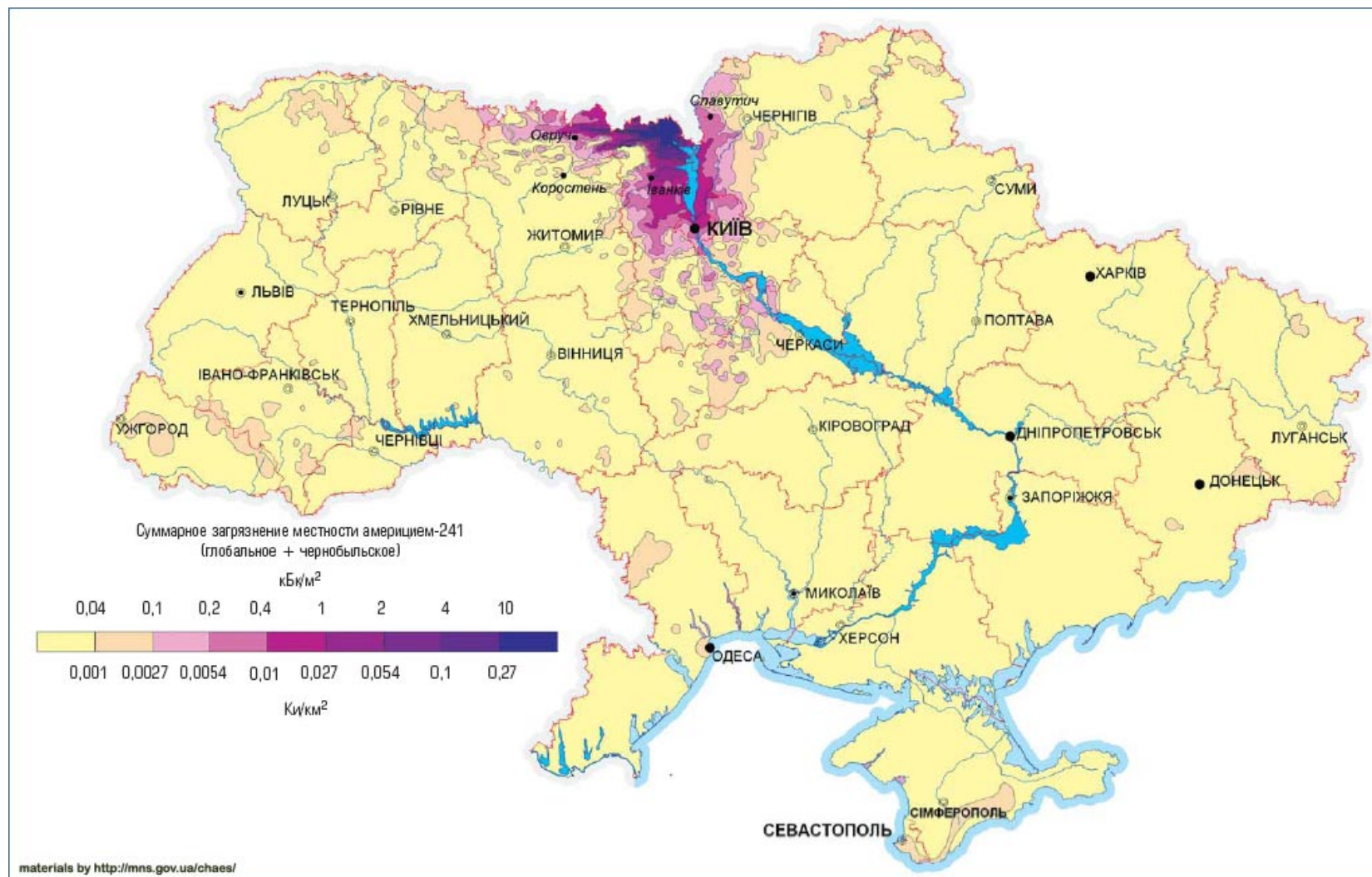


Рис. 9. Забруднення території України америцієм-241 станом на 2006 р.: за даними «Національної доповіді України. 20-років аварії на Чорнобильській АЕС. Погляд у майбутнє» <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>

Fig. 9. Contamination of Ukraine with Americium-241 (2006): according to the "National Report of Ukraine. 20 years of the Chernobyl accident. Looking to the future »: <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>

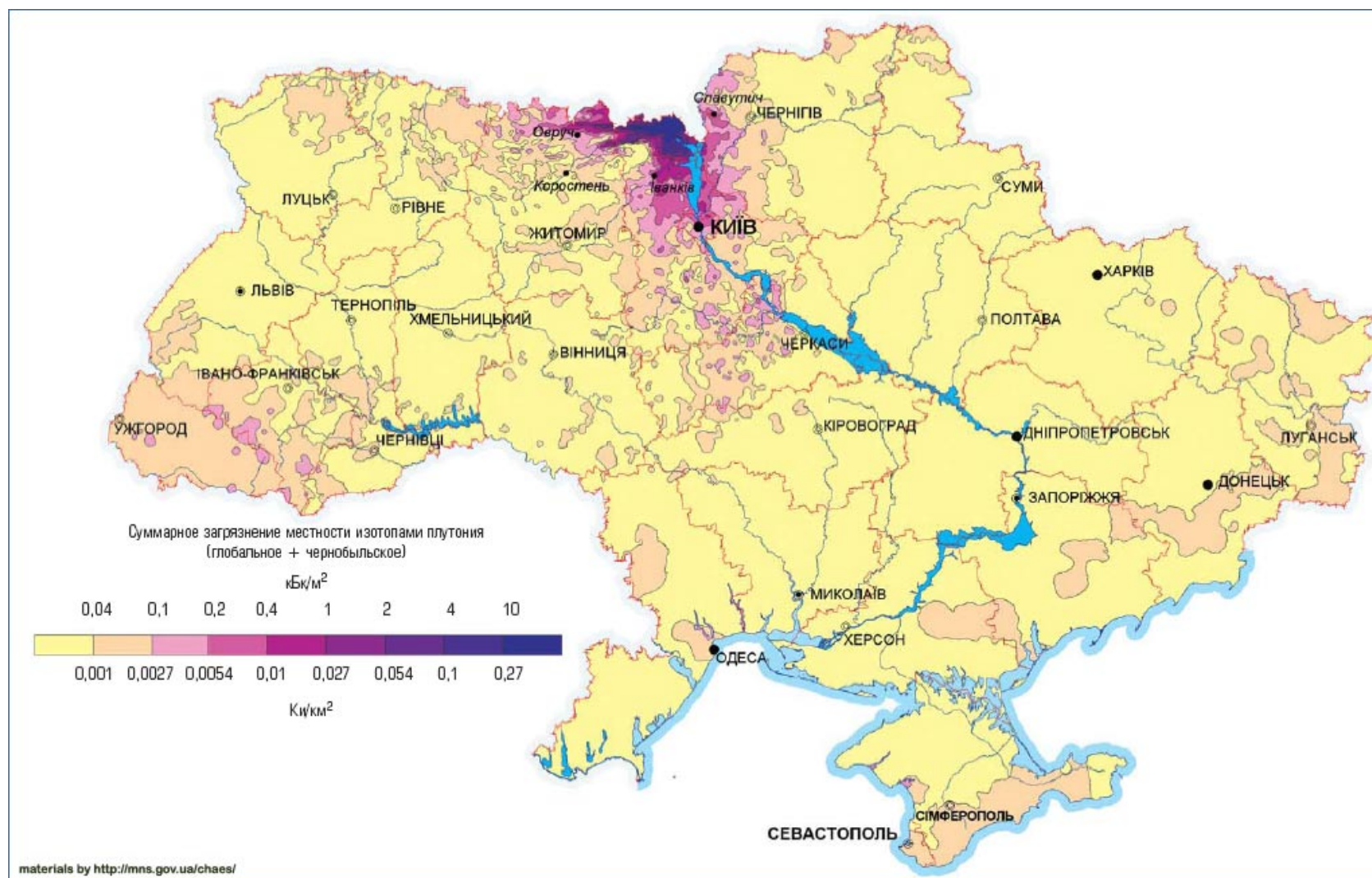


Рис. 10. Забруднення території України ізотопами плутонію станом на 2006 р.: за даними «Національної доповіді України. 20-років аварії на Чорнобильській АЕС. Погляд в майбутнє» <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>

Figure 10. Contamination of Ukraine with plutonium isotopes (2006): according to the "National Report of Ukraine. 20 years of the Chernobyl accident. Looking to the future": <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>

Стосовно території Чорнобильської зони відчуження варто виділити наступні додаткові джерела емісії радіонуклідів в атмосферу, які можуть суттєво і за короткий час погіршити радіаційний стан:

- техногенні роботи (земляні чи будівельні роботи), що проводяться як на об'єктах поводження з РАВ, так і при виконанні діяльності по підтриманню бар'єрних функцій Чорнобильської зони відчуження;

- наявність гарячих частинок, їх трансформація та повітряне перенесення на далекі відстані (особливо після оголення донних відкладень водоймища – охолоджувача ЧАЕС);

- техногенних інцидентів, пов'язаних із руйнуванням радіаційно забруднених будівельних конструкцій (наприклад, обвалення покрівля машинного залу ЧАЕС, що відбулась в лютому 2013 р., коли концентрації америцію-241 на деяких пунктах контролю перевищували (більш ніж в 3000 разів) допустимі рівні: від $2,8 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³ до інциденту та $9,9 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³ – після).

Необхідно зазначити, що в екстремальних умовах (під час великих лісових пожеж або пилових бур у зоні відчуження) активність ²⁴¹Am у повітрі безпосередньо біля джерел емісії радіонуклідів в атмосферу може короточасно збільшуватись до значень порядку 100 – 1000 мкБк/м³.

Брак даних щодо вмісту ²⁴¹Am в об'єктах довкілля зумовлений передусім складністю достовірного визначення його питомої активності. Найбільш точним, проте трудомістким, тривалим і, відповідно, дороговартісним є радіохімічний метод. Окрім проведення низки радіохімічних процедур висококваліфікованими хіміками, метод вимагає дороговартісного обладнання (альфа-спектрометри на основі іонізаційної імпульсної камери або напівпровідникового детектора), яким оснащено одиниці організацій у Києві та Чорнобилі.

Сучасна техніка гама-спектрометрії, що розроблена провідними фірмами протягом останнього десятиліття, дозволяє достовірно виділяти лінію гама-випромінювання Америцію-241 у «м'якій» області (60 keV), де вимагається висока роздільна здатність детектора. Проте новітнє обладнання також дороговартісне. Окрім фінансових, існують також політичні обмеження щодо його поставок в Україну.

Фахівцями ДУ ІГНС НАН України під керівництвом чл.-кор. НАН України Забулонова Ю.Л. та проф. Родіонова В.Є. розроблено детектор гама-випромінювання на основі Cd(Tl), який забезпечує роздільну здатність вимірювання у «м'якій» області не менше 1 keV. Його вартість у 4-5 разів менша за імпорتنі аналоги. Застосування такого обладнання на борту безпілотного літального апарату (комплексу АЕРОГАМАСКАН) дозволить протягом короткого часу провести обстеження території України на забруднення Америцієм-241, а також істотно

уточнити просторовий розподіл забруднення ізотопами плутонію та ¹³⁷Cs.

Висновки

За 35 років, що минули після Чорнобильської катастрофи, не лише не вирішено ключові проблеми ліквідації її екологічних наслідків, - до цього часу відсутня науково обґрунтована стратегія та не розроблено критерії їх подолання. Таким чином ми перекладаємо тягар вирішення цієї проблеми на майбутні покоління.

Стратегія подолання наслідків Чорнобильської катастрофи повинна носити комплексний характер і бути спрямованою на паралельне вирішення гуманітарних, екологічних, технологічних, міжнародних і політичних питань.

Існує нагальна необхідність розроблення і прийняття Закону України «Про основні засади державної політики щодо подолання наслідків Чорнобильської катастрофи», внесення змін на його основі у чорнобильські закони та розроблення:

- Концепції Національної Програми подолання наслідків Чорнобильської катастрофи

- Закону України «Про загальнодержавну програму подолання наслідків Чорнобильської катастрофи»

- нової редакції «Концепції Чорнобильської зони відчуження».

На часі нагальне розроблення технології видалення та безпечної утилізації високорадіоактивних паливовмісних матеріалів при розбиранні нестабільних конструкцій об'єкта «Укриття».

У зв'язку з формуванням істотної частини ресурсів підземних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах Поліської низовини, з позицій безпеки життєдіяльності терміново потребує удосконалення система радіогідроекологічного моніторингу критичних ділянок Чорнобильської зони відчуження, які знаходяться під впливом об'єкта «Укриття» та третього енергоблоку ЧАЕС, пунктів тимчасової локалізації та захоронення радіоактивних відходів.

Вимагає нагального вирішення проблема радіоактивного забруднення території України Америцієм-241 у зв'язку з експоненційним характером збільшення його вмісту в навколишньому середовищі, високою мобільністю і небезпекою інгаляційного, трансдермального та перорального надходження в організм людини. Брак результатів досліджень міграції Америцію-241 у системі ґрунт-рослина-тварина-людина веде до надзвичайно широкого (у десятки разів) діапазону оцінок його радіоекологічної небезпеки та опромінення внаслідок перорального надходження.

Зважаючи на те, що найбільш небезпечним шляхом надходження Америцію-241 в організм є інгаляційний, слід очікувати зростання ризиків для здоров'я персоналу працюючих, особового складу пожежних та населення забруднених територій внаслідок вітрового пилопідіймання, особливо на згарищах, в умовах пожеж та пилових бур. Необхідно включити до регламенту моніторингу атмосферного повітря населених місць та Зони відчуження і зони обов'язкового (добровільного) відселення визначення вмісту Америцію-241, а також внести корективи у формування туристичних маршрутів у Зоні відчуження з урахуванням характеру вітрового пилопідіймання та пилоперенесення.

У цій роботі нами розглянуто далеко не повний перелік сучасних проблем радіоактивно забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій України. Автори намагалися звернути увагу на найбільш болючі питання та сподіваються на майбутню підтримку держави щодо їх вирішення.

Подяки. У цій статті використано ідеї, матеріали наукових праць, доповідей, інтерв'ю та публікацій у засобах масової інформації, доповідних записок, звернень до органів державної влади України та міжнародних організацій, які у різний час підготовано академіками НАН України Гродзінським Д.М., Соботовичем Е.В., Шестопаповим В.М., Юхновським І.Р., проф. Токаревським В.В. Автори щиро вдячні співробітникам Інституту проблем безпеки АЕС НАН України, котрі люб'язно надали матеріали для цієї публікації.

Література

1. Экологические последствия аварии на чернобыльской аэс и их преодоление: двадцатилетний опыт МАГАТЭ, Вена, 2008. 199 с. Режим доступа: https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1239r_web.pdf
2. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. К.: вид-во КІМ, 2010. 356 с.
3. Краснов В.О., Носовський А.В., Рудько В.М., Щербін В.М., Об'єкт «Укриття» 30 років після аварії, НАН України, Ін-т проблем безпеки АЕС. Чорнобиль (Київ. обл.) : Ін-т проблем безпеки АЕС, 2016. 512 с
4. Арутюнян Р.В., Большов Л.А., Боровой А.А., Велихов Е.П. Ключников А.А., Ядерное топливо в объекте «Укрытие» Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 2010. 240 с.
5. Габелков С. В., Долін В. В., Жиганюк І. В., Кудлай В. Г., Пархомчук П. Є., Слівінський В. М., Чиколовець С. О. Лавоподібні паливовмісні матеріали НБК-ОУ. чорна кераміка. електрона мікроскопія. Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення навколишнього середовища (INUDECО 21) : збірник матеріалів VI Міжнародної конференції (27–29 квітня 2021, м. Славутич). – Чернігів : НУ «Чернігівська політехніка», 2021. С. 61-65
6. Дубчак С.В., Долін В.В., Кучма М.Д. Розподіл ізоотопів Pu і Am у лісових екосистемах Чорнобильської зони відчуження. Доповіді НАН України. 2005. № 5. С. 193-199
7. Дубчак С.В., Долін В.В. Міграція ізоотопів америцію та плутонію в ґрунтах лісових екосистем 10-км зони відчуження Матер. Між нар.конф. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє. - Київ, 2006. – С. Т2-37.
8. Дубчак С.В., Долін В.В. Особливості формування та міграції ізоотопів америцію і плутонію у ґрунтах та біомасі лісових екосистем Чорнобильської зони відчуження 36. наук. праць Ін-ту геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України. 2006. Вип. 13. С. 61–70.
9. Rashydov N.M. Uptake of americium-241 by plants from contaminated Chernobyl exclusive zone test site soils. III congress radiation research (radiobiology and radioecology), Kiev, 21 - 25 May 2003., p.335.
10. Kutsokon N.K., Rashidov N.M., Grodzinsky D.M. Cytogenetic effects of 241Am in Allium-test / Int. Conference “Genetic Consequences of Emergency Radiation Situations”.

References

1. Ecological consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant and their overcoming: twenty years of experience of the IAEA, Vienna, 2008. 199 p. Available at: https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1239r_web.pdf
2. 25 years of the Chernobyl disaster. Security of the future: National report of Ukraine. K. : KIM Publishing House, 2010. 356 p.
3. Krasnov V.O., Nosovskyy A.V., Rudko V.M., Shcherbin V.M. (2016). Institute of NPP Safety Problems. Chernobyl (Kyiv region): Institute of NPP Safety Problems, 512 p.
4. Arutyunyan R.V., Bol'shov L.A., Borovoy A.A., Velykhov E.P. Klyuchnikov A.A. (2010). M.: Nauka. 240 p.
5. Habyelkov S.V., Dolin V.V., Zhyhanyuk I.V., Kudlay V.H., Parkhomchuk P. YE., Slivinskyy V. M., Chykolovets S.O. (INUDECО 21): Proceedings of the VI International Conference (April 27-29, 2021, Slavutych). Chernihiv: NU "Chernihiv Polytechnic", 2021. pp. 61-65
6. Dubchak S.V., Dolin V.V., Kuchma M.D. (2005). Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine . № 5. pp. 193-199
7. Dubchak S.V., Dolin V.V. (2006) Between the People's Conf. Twenty years of the Chernobyl disaster. Looking to the future. Kyiv, 2006. p. T2-37.
8. Dubchak S.V., Dolin V.V. (2006). Zb. nauk. prats' In-tu heokhimiyi navkolyshn'oho seredovyshcha NAN ta MNS Ukrayiny. Vyp. 13. pp. 61–70.
9. Rashydov N.M. Uptake of americium-241 by plants from contaminated Chernobyl exclusive zone test site soils. III congress radiation research (radiobiology and radioecology), Kiev, 21 - 25 May 2003., p.335.
10. Kutsokon N.K., Rashidov N.M., Grodzinsky D.M. Cytogenetic effects of 241Am in Allium-test / Int. Conference “Genetic Consequences of Emergency Radiation Situations”.

CONTEMPORARY CHALLENGES IN ELIMINATION OF THE CONSEQUENCES OF THE CHORNOBYL CATASTROPHE (IN PLACE OF A FOREWORD)

O.Kopylenko, A. Nosovskii, V.Dolin

Kopylenko O.L., Acad. of NAS of Ukraine, Doctor of Juridical Science, Prof., People's Deputy of Ukraine, Kopylenko@nas.gov.ua

Nosovskii A.V., Acad. of NAS of Ukraine, Dr. Sc. (Techn.), Prof., Director, Institute for Safety Problems of NPP of NAS of Ukraine, <https://orcid.org/0000-0002-2594-3780>, anosov@isnpp.kiev.ua

Dolin V.V., Dr. Sc.(Geol.), Prof., Deputy Director for Science, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0001-6174-2962, vdolin@ukr.net

The article presents the critical analysis of the key problems and the reasons for slow pace of elimination of the consequences of the Chornobyl Catastrophe that are related to the inefficiency of the public administration. During 35 years passed since the Chornobyl Catastrophe, no state strategy for gradual, step by step, elimination of the consequences has been developed. Neither the criteria for its completion have been worked out. Due to the changes in the radioactive contamination structure, accumulation of new knowledge in the field of radiation medicine, agricultural radiology, radiobiology, radiogeochemistry, and radioecology, it is urgent to revise the conceptual provisions of the Chornobyl laws and policy documents, which are mostly based on the 30 year old data. One of the burning unsolved problems of radiation safety is the technological foundations for fuel-containing material management during demolishing of the unstable constructions of the "Shelter" object, the volume of which exceeds 15 tons (UO₂) with total activity reaching 4.8×10^{17} Bq. Imperfection of the radiohydrogeoecological monitoring system in the affected area within the "Shelter" Object and the 3rd ChNPP Unit, sites for temporary localization and disposal of radioactive waste in the Chornobyl Exclusion Zone, in particular, due to man-made changes in the hydrogeological regime, leads to inaccurate assessment of the radioactive contamination and forecaste of the quality of the underground drinking water supply sources. One of the most pressing modern radioecological problems is the accumulation of Americium-241 in the natural environment and its exposure affects. Now the content of this radionuclide outside the destroyed power unit is almost equal to that of ⁹⁰Sr and will increase to the middle of this century. At the same time, its radiobiological efficiency is much higher than the gamma and beta radiation of the dose-generating ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr. The strategy for overcoming the consequences of the Chornobyl catastrophe should be comprehensive and aimed to addressing humanitarian, environmental, technological, international and political issues in complex

Keywords: Chornobyl Catastrophe, overcoming strategy, "Shelter" Object, radioactive contamination, lava-like fuel-containing materials, radioecological issues, radiohydrogeoecological monitoring, radioactive waste disposal and temporary storage facilities, Americium-241.

Постать Бориса Патона у XX-XXI століттях стала символом світової науки. Борис Патон — іноземний член 18 національних академій наук, його іменем названо малу планету, перший у світі суцільнозварний міст в Києві, алмаз у майже 52 карати, майже 4-кілометровий пік на східному схилі Ельбрусу. Борис Патон — найстарший з академіків України, перший в історії Герой України, автор понад тисячі наукових публікацій і понад 400 винаходів, учений, патріот, політик, дипломат — лише для простого перерахування чеснот і досягнень цього видатного вченого недостатньо обсягу монографічного видання. Тут доречно згадати слова академіка О.Є. Ферсмана, присвячені пам'яті одного з засновників і першого Президента Академії наук України — академіка Володимира Вернадського: «Десятиліттями, цілими сторіччями, будуть вивчатися та поглиблюватися його геніальні ідеї, а в працях його — відкриватися нові сторінки, які слугуватимуть джерелом нових пошуків; багатьом дослідникам доведеться вчитися його гострої, наполегливої і відкарбованої, завжди геніальної, але важко зрозумілої творчої думки; молодим же поколінням він завжди буде слугувати вчителем у науці та яскравим зразком плідно прожитого життя»¹.

Ще на етапі вибору майданчика для атомної електростанції поблизу Київської ГЕС Борис Євгенович Патон зайняв принципову позицію. Спільно з Першим секретарем ЦК Компартії України В.В. Щербицьким вони відстояли в Москві перенесення планованого будівництва з міста-супутника столиці України - Вишгорода. Будівництво станції було перенесено в зону тектонічного розлому біля Чорнобиля і протистояти цьому не вдалося... На жаль, відомі всьому світу події 1986 р. на ЧАЕС повністю підтвердили застереження Бориса Патона.

Герой України академік НАН України Віктор Бар'яхтар у 2017 р. у своїх спогадах писав:²

«У 1985 р. до Президії на ім'я Б.Є. Патона надійшов проект постанови Уряду СРСР про розширення Чорнобильської АЕС до 12 блоків. Цей проект надіслав голова Ради міністрів УРСР О.П. Ляшко.

Борис Євгенович доручив мені створити відповідну комісію не тільки з учених, а й з інших зацікавлених осіб, і підготувати відповідь Уряду України. Ця

комісія почала працювати і невдовзі дійшла висновку, що будівництво 12 блоків РБМК (реакторів великої потужності, каналних) в одному місці становить велику небезпеку і вкрай небажане. Аргументи у нас були такі:

1) ймовірність аварії зростає до неприпустимого значення (замість 10–6 отримуємо 10–5);

2) через велику концентрацію джерел тепла відбувається підвищення температури підземних вод, внаслідок чого збільшується розчинність геологічних порід, що може призвести до катастрофічного руйнування приміщень ядерних блоків.

Мені було доручено зробити відповідне повідомлення на засіданні Президії, щоб затвердити наші висновки. Після моєї доповіді Борис Євгенович ставив дуже багато запитань, з яких я зрозумів, що він дуже добре володіє матеріалом. Я тоді не знав, що це питання розглядалося вже вдруге, попередня відповідь Академії також була негативною. Зазначу, що наша комісія працювала спільно з представником Середмашу Володимиром Семеновичем Конвізом. Володимир Семенович повідомив нам, що всі наші аргументи, крім підвищення температури, вважають необґрунтованими, і, швидше за все, буде прийнято рішення Уряду СРСР про будівництво 12 чорнобильських блоків. Видатні здібності Бориса Євгеновича Патона як лідера, ученого й організатора розкрилися у пам'ятні дні Чорнобильської трагедії. Колективи багатьох інститутів Академії наук УРСР, її Президія вже з перших днів включилися у роботу з ліквідації наслідків катастрофи. До виконання цієї роботи були залучені сотні вчених, спеціалістів Академії наук, міністерств, відомств, підприємств України.

Наприкінці квітня 1986 р. у Бориса Євгеновича було відрядження до Угорщини, в яке він запросив Г.І. Пальшина, мене і Р.М. Білодіда. Про катастрофу на ЧАЕС ми дізналися від нашого посла в Угорщині перед від'їздом до Києва. Посол повідомив нам, що, за інформацією від «голосів», аварія досить серйозна. Після приїзду до Києва я зустрівся з моїм сусідом по будинку І.М. Вишневським, директором Інституту ядерних досліджень. Іван Миколайович розповів мені про жахливий масштаб катастрофи. Я негайно повідомив про це Б.Є. Патона. Борис Євгенович одразу прийняв рішення створити оперативну комісію з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС у складі: віцепрезидент В.І. Трефілов (голова), академік-секретар Відділення фізики і астрономії В.Г. Бар'яхтар (заст. голови), академік-секретар Відділення хімії В.П. Кухар (заст. голови), В.Д. Новіков (секретар). Комісія розпочала свою роботу в неділю 27 квітня. І.М.

¹ Ферман А.Е. Жизненный путь академика Владимира Ивановича Вернадского (1863—1945) // *Записки Всероссийского минералогического общества*. – 1946. – Сер. 2, ч. 75, вып. 1. – С. 5—24.

² Бар'яхтар В.Г. 30 років роботи в команді Патона // *Вісн. НАН України*. – 2017. – № 11. – С. 103–109

Вишневський запропонував того самого дня провести у них в інституті нараду за участю Віталія Костянтиновича Чумака, завідувача лабораторії радіоактивних забруднень. У цій нараді взяли участь В.І. Трефілов, І.М. Вишневський, В.Г. Бар'яхтар, В.К. Чумак. Найбільш підготовленим з нас був Чумак. Він звернув нашу увагу на те, що найбільшу небезпеку в перші кілька тижнів після аварії становитиме радіоактивний йод і молоко, що містить цей йод. Було прийнято рішення силами академічних інститутів організувати на молокозаводах Києва контроль за якістю молока, щоб не допустити забруднене молоко у продаж. Організаційну і наукову роботу провели в найкоротші терміни. Вже з 3 травня 1986 р. забруднене молоко населенню Києва не надходило. На чотирьох молокозаводах Києва ситуацію контролювали вчені Інституту ядерних досліджень, Інституту фізики та Інституту металофізики. За оцінками В.К. Чумака, ці заходи, приблизно на 60% зменшили йодний удар по населенню Києва.

28 квітня Б.С. Патон поставив перед оперативною комісією завдання розробити першочергові заходи з ліквідації наслідків катастрофи на ЧАЕС для направлення Уряду України. У підготовці плану цих заходів пряму участь брав Борис Євгенович. Трефілов, Кухар, Новіков і я дуже ретельно працювали над цим планом. Коли закінчували той чи інший розділ, йшли до Б.С., як ми між собою називали Бориса Євгеновича. Він миттєво знаходив слабкі місця і пояснював нам, як зробити це краще.



Б.С. Патон (в центрі) і В.Г. Бар'яхтар (зліва) слухають пояснення кандидата фізико-математичних наук К.І. Чечерова щодо роботи системи контролю стану зруйнованого 4-го блоку ЧАЕС, над яким побудовано «Укриття» (Джерело фото: *Вісн. НАН України*. – 2017. - № 11)

А 3 травня Патону надійшов лист від Уряду з проханням надати список першочергових дій. У Бориса Євгеновича цей список уже був, і він його одразу відправив главі Уряду О.П. Ляшку. Хочу відзначити величезний патріотизм, який проявляли вчені нашої Академії в той час. До нас в оперативну групу безперервним потоком йшли співробітники

Академії з проханням дати їм будь-яку роботу з ліквідації наслідків аварії.

Уже з другої половини травня кабінет Патона перетворився на своєрідний штаб з проблем ліквідації наслідків катастрофи на ЧАЕС. Частими гостями тут були Ю.А. Ізраель, відповідальний від Уряду СРСР за інформацію про радіаційну обстановку, міністр водного господарства СРСР, українські міністри та інші посадовці. Завдяки активній позиції Бориса Євгеновича Патона роботи з ліквідації наслідків катастрофи на ЧАЕС в Україні проводилися спільно Урядом і Академією наук. Ця обставина, безумовно, сприяла більшій ефективності всіх робіт. Борис Євгенович фактично став розумом, мотором і серцем не тільки всіх робіт Академії наук України, а й значної частини дій Уряду України. Досвід робіт Академії наук з ліквідації наслідків аварії викладено в монографіях, виданих у нас в Академії.»

Б.С. Патон особисто керував підготовкою пропозицій для директивних органів України і Урядової комісії СРСР. Пізніше, у вересні 1997 р., він очолив новостворену при Президенті України Консультативну раду незалежних експертів з комплексного вирішення проблем Чорнобильської атомної електростанції.

У 2004–2005 рр. Видавничим домом "Академперіодика" НАН України був виданий двотомник "Чорнобиль 1986–1987" (том I — "Документи і спогади"; том II — "Участь установ НАН України у подоланні наслідків катастрофи"). Наведені у цій капітальній праці документи об'єктивно і досить повно відображають роль Академії наук УРСР і самовіддану працю колективів інститутів під керівництвом її президента.

Редакційна колегія збірки «Геохімії техногенезу» вирішила надати можливість тим, кому поталанило спілкуватися з Борисом Євгеновичем, його друзям, оточенню, колегам, науковцям, котрі вивчають історіографію діяльності Академії і творчості академіка Б.С. Патона, опублікувати свої дописи, спогади та наукові дослідження на сторінках нашого видання.

У ювілейному випуску, присвяченому 35 роковинам Чорнобильської катастрофи ми приміщуємо статтю академіка НАН України Олександра Степановича Бакая, котрому поталанило обговорювати з Борисом Євгеновичем актуальні проблеми розвитку енергетичного комплексу України.

Академік НАН України О.С. Бакай — відомий фізик-теоретик, працює в Національному науковому центрі "Харківський фізико-технічний інститут",

спортсмен-альпініст — один з першопрохідців піку Патона на східному схилі Ельбрусу.

Засоби масової інформації у 2004 р. повідомляли:

«Днями в приміщенні Президії Національної академії наук підкорювачі гір зустрілися з її

президентом. Валентин Симоненко вручив Борисові Євгеновичу величезні знімки, на яких зображено пік його імені, і фотоальбом, де збережено миттєвості сходження.



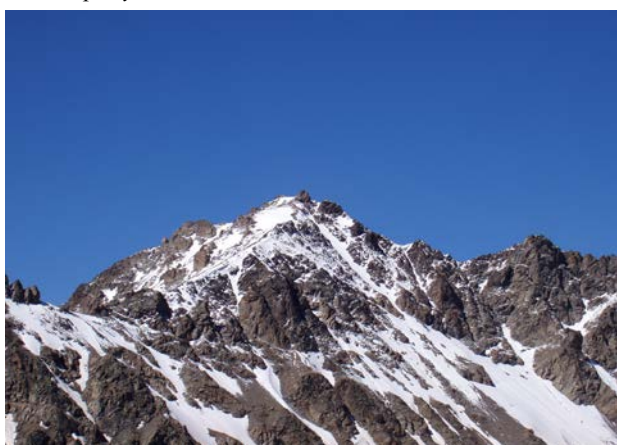
Презентація «Піку Патона», 2004

Фото з архіву О.С. Бакая



Борис Патон та Олександр Бакай, 2004

Фото з архіву О.С. Бакая



Пік Патона.

Фото з архіву О.С. Бакая.



Першопрохідці Валентин Симоненко та Олександр Бакай (справа).

Фото з архіву О.С. Бакая.

“Я подарував Борису Євгеновичу Патону на 85-річчя картину з зображенням вершини Транго-Тауер, котру торік підкорили наші альпіністи. І, побачивши щирі цікавість у його очах, вирішив — буде несправедливо, якщо ми не подаруємо йому гору. А те, що на Кавказі багато наукових закладів, переконало — пік Патона має бути там”, — розповів президент Федерації альпінізму та скелелазіння України Валентин Симоненко. І ось 14-15 серпня українська експедиція здійснила сходження по трьох маршрутах на безіменний пік у хребті, що розділяє льодовики Чат та Ірік, які стікають зі східного схилу Ельбрусу. Там ще не ступала нога людини, тож на правах першопрохідців наші альпіністи — керівник експедиції, заслужений тренер України Валентин

Симоненко, заслужений діяч науки і техніки Володимир Шуміхін, заслужений тренер Мстислав Горбенко, заслужений лікар Володимир Лебеденко, доктор фізико-математичних наук Олександр Бакай, кандидат фізико-математичних наук Валерій Овчаренко та старший інструктор Федерації альпінізму і скелелазіння Павло Славінський — присвоїли цій красивій вершині ім'я Бориса Патона. Висота піку 3930 метрів. З вершини відкривається чудовий краєвид на Ельбрус і унікальну українську обсерваторію “Терскол”.

— Це не пік Бориса Патона, а пік Національної академії наук. А оскільки я її на цей момент уособлюю — так і назвали. А взагалі в президії аж сорок п'ять особистостей, то ще підкорювати й

підкорювати,— пожартував Борис Євгенович.— Альпінізм і наука нероздільні, завжди йшли поряд. Вченим також не завадило б “приборкувати” вершини в ім’я цивілізації. Хвала Богові, часто так і буває. Альпіністам не дарма заздять, адже вони мають щастя бути там, де не ступала нога людини. З власного досвіду можу сказати: сходження на вершину запам’ятовується на все життя, оскільки там встановлюються особливі людські стосунки.

Валентин Симоненко розповів, що сходження на пік Патона тривало з півчетвертої ранку до восьмої

вечора. На вершинних скелях спортсмени встановили пам’ятний знак, на котрому написано, що пік названо в честь “великого інженера, видатного вченого й приурочено до 85-річчя Національної академії наук України і 85-річчя Бориса Патона”. Валентин Костянтинович згадав, що альпіністи ледь не замерзли, поки прикрутили там дошку. Зате вже вранці знизу побачили на горі яскраве світло, ніби там приземлився НЛО, а з’ясувалося — то на сонці вигравала їхня табличка.»

*Академік НАН України О.С. Бакай
ННЦ ХФТІ НАН України*

БОРИС ЄВГЕНОВИЧ ПАТОН І СТРАТЕГІЯ РОЗВИТКУ ЯДЕРНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ УКРАЇНИ

Борис Євгенович Патон від початку свого трудового шляху був долучений батьком, Євгеном Оскаровичем, до розв’язання проблем державного значення і це посприяло тому, що з часом він набув ґрунтового державницького мислення, добре знав механізми і закони функціонування наукових, господарчих та владних інституцій країни, що яскраво проявилось від часу його обрання президентом Національної академії наук України³ (НАНУ) іще за радянських часів. В кожній з перерахованих царин він брав безпосередню участь, переважно на керівних постах. Крім того, Борис Євгенович мав неабиякий дар підготовки, відбору та зосередження в провідних творчих осередках талановитих перспективних людей.

Природно, що ядерній оборонній галузі і енергетиці, які відіграють вирішальну роль не лише в розвитку економіки, але і в забезпеченні енергонезалежності, обороноздатності та геополітичної суб’єктності держави, Борис Євгенович приділяв значну увагу. Зокрема, оперативна організація боротьби з наслідками катастрофи на 4-му блоці Чорнобильської атомної електростанції силами працівників і інститутів НАНУ та відповідних державних структур є одним з проявів його дій в цій царині [1-3].

Важливим є його внесок в розробку стратегії розвитку ядерної енергетики України, яку він особисто ініціював та брав безпосередню участь. Коротко окреслимо сутність проблеми та підходів до її розв’язання.

Загроза глобальної екологічної катастрофи на Землі виникла завдяки неконтрольованій життєдіяльності, використанню теплової енергетики, масовості експлуатації транспортних засобів та іншим джерелам підвищених викидів вуглекислого газу та

інших газів, здатних ефективно поглинати інфрачервоне випромінювання Землі в атмосферу, що призводить до так званого парникового ефекту – підвищення температури земної атмосфери. З ростом чисельності землян збільшуються потреби в енергоспоживанні, посилення парникового ефекту. Повномасштабна парникова екологічна катастрофа може настати уже в найближчі 4-5 десятиріч. Тепловий сектор всієї енергетики землян складає близько 90% а ядерна енергетика – біля 6%. Для запобігання катастрофи глобального потепління необхідно протягом найближчих десятиліть скоротити сектор теплової енергетики на чверть за рахунок розширення сектору ядерної енергетики приблизно в 4 рази.

Отже, протягом наступних десятиріч ядерна енергетика зазнає істотного розвитку і революційного оновлення задля підвищення ефективності і, разом з тим, усунення загроз, які несуть з собою існуючі ядерні технології. Основні загрози такі:

- ядерні реактори напрацьовують небезпечні, довго живучі (до 300 тис. років) радіоактивні ізотопи. Проблема відпрацьованого ядерного палива загостриться при збільшенні числа реакторів поточного покоління в рази.

- досвід показав, що надійність реакторів поточного покоління недостатньою і що її треба підвищити на порядки.

Усунення цих загроз стоїть на порядку денному цивілізованого світу.

Роботи, виконані за ініціативи і участі Бориса Євгеновича, мали на меті аналіз стану та перспектив оновлення ядерної енергетики в Україні та розробку і стратегії розв’язання цієї проблеми [3-5].

Ядерна енергетика і промисловість є визначальною складовою економіки України. Наразі частка електроенергії в енергетиці України складає 55% , а решта виробляється переважно тепловими станціями. Якби в світовій економіці генерація електроенергії складала таку ж частку, як в Україні,

³ Ми тут не приводимо відомий послідовний перелік найменувань Академії наук України, починаючи від часу її заснування і до сьогодення.

то загрозу глобального потепління було б можливо усунути на довгий час досить оперативно. Проте і наші перспективи не є безтурботно-райдужними. Україна стоїть на межі критичного скорочення ядерної енергетики через те, що експлуатаційний ресурс діючих ядерних реакторів - застарілих і недостатньо безпечних типів - є майже вичерпаним, а отже, оцінювання, розробка і впровадження новітніх перспективних реакторних технологій із значно покращеною надійністю і безпекою є серйозним викликом. Для того, щоб впоратися з ним, наша країна має значні запаси ядерного палива (урану, торію) та покладів корисних копалин, необхідних для виготовлення конструкційних реакторних матеріалів. Зокрема, розвіданих покладів природного урану цілком достатньо для забезпечення роботи власних реакторів на теплових нейтронах протягом 100-150 років. При цьому вигорає лише ізотоп уран-235. До 2050 р. очікується освоєння ядерних реакторів на швидких нейтронах, в яких в якості початкового паливного матеріалу використовують уран-238 або торій. Для **використання** торію необхідно освоїти торій- урановий паливний. По запасах цих ізотопів Україна входить в першу десятку держав світу.

В якості стратегічного напрямку розвитку ядерної енергетики України в перехідний період в розглянуто створення дворівневої ядерної енергетики, в якій енергогенеруючі реактори на теплових нейтронах працюють синергічно з реакторами-трансмутаторами, що забезпечують випалювання небажаних ізотопів і «допалювання» відпрацьованого палива [3].

Реальним представляється впровадження вдосконалених водно-водяних реакторів покоління III+ та освоєння важководних реакторів типу CANDU з модифікованим паливним циклом.

Організацію та координацію досліджень з питань розвитку ядерної енергетики в академічних установах покладено на Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України, яке було утворене під проводом Бориса Євгеновича. Наразі понад 20 наукових установ НАН України беруть участь в розв'язанні проблем ядерної фізики та розвитку атомної енергетики.

Ядерна енергетика виступає рушієм подолання екологічних, економічних, демографічних та інших гострих проблем України. Екологія в усіх, майже без винятку, регіонах України перебуває у вкрай незадовільному стані і вимагає відновлення. Використовуючи ядерну енергетику в якості ресурсу відновлення та збереження природного довкілля, починаючи з Чорнобильської зони та водних артерій і запасів підземних вод, слід подбати і про екологічну безпечність атомних станцій та окремих ядерних реакторів.

Цитована література

1. Будущее атомной энергетики определяет задачи ядерного топливного цикла Украины / Б.Е. Патон, И.М. Неклюдов, В.С. Красноруцкий // Вопросы атомной науки и техники. — 2013. — № 5. — С. 3-10. — Библиогр.: 15 назв. — рос.
2. Paton, B., Bakai A., Baryakhtar V., Nekludov I. Strategy of development of nuclear energy in Ukraine. KhPTI. 2008, p. 33.
3. Майбутнє атомної енергетики / Б. Патон, В. Бар'яхтар, О. Бакай, І. Неклюдов // Вісник Національної академії наук України. - 2006. - № 4. - С. 3-13.
4. Baryakhtar, V. Energy Production and the Living Standards. Ukr. Geol. J. 2009. Vol. 25. pp. 28-36.
5. Baryakhtar V.G., Bykovsky Ya.T., Baryakhtar I.V. (2018) Nuclear Project: Past and Present. Kyiv: Akadempriodyka. ISBN: 978-966-360-359-9. 68 p. doi.org/10.15407/akadempriodyka.359.068].

Минуло 35 років від часу Чорнобильської аварії. Тоді, у 1986-му, мало хто розумів, наскільки катастрофічною вона була, і як довго людству доведеться ліквідувати її наслідки. З роками з пам'яті зникає безліч дрібниць, нюансів, але те, що вразило тебе в перші дні та місяці, залишається з тобою назавжди. Важко забути ту аномальну, як нам здавалося, спеку весни і літа 1986-го, пташину безмовності у Чорнобилі, дві величезні зграї домашніх гусей одразу за понтонним мостом (ми навіть сперечалися, за яким принципом вони поділялися – беніївські чи чорнобильські), постійний металевий присмак у роті, а потім – кури, уже нічії, покинуті господарями, і які щодня втрачають своє пір'я і стають абсолютно лисими.

Ті люди, які працювали в Чорнобилі, ті, кого ми зустрічали на вулицях міста, здавались абсолютно спокійними та відстороненими від реалій цього дня, і лише згодом ми зрозуміли, що вони теж шоковані тим, що відбувається. А відбувалося те, з чим ми поки що ніколи не стикалися: повна евакуація населення, режим радіаційної безпеки, ходіння в масках-респіраторх (щоправда, і тоді не всі цього дотримувалися), відсутність інформації та невідомість. Хоча інформація у нас все ж таки була – вибух на атомній електростанції.

Початок. Робота нашого Інституту у зоні впливу Чорнобильської аварії розпочиналася зі створення оперативної науково-адміністративної групи, яку очолив доктор геол.-мін. наук Е.В. Соболевич, та з пошуку добровольців для роботи у зоні. До цього, щоправда, у нас було організовано цілодобову службу радіаційного контролю за ситуацією на території та даху інституту, а також прилеглий ділянки проспекту Палладіна (дані кожні 3-4 години передавалися до штабу цивільної оборони АН УРСР). Ці дні (особливо 1-2 травня 1986 року) були дуже важкими у психологічному відношенні – ми знаємо про аварію, ми знаємо про можливі наслідки, а нічого конкретного людям сказати не можемо. Лише «мами та тата не везіть на відпочинок своїх дітей у ліс, подивіться на нас, ми не просто у таких костюмах, сталася аварія, масштаби не відомі, подумайте про майбутнє». На жаль, наші вмовляння і потуги попередити були здебільшого марними.

Оперативну групу було створено. Охочих працювати в аварійній зоні виявилось небагато. Щоправда, існував цілий відділ, який займався питаннями, пов'язаними з атомною енергетикою та її впливом на навколишнє середовище – відділ ядерної геохімії та космохімії, а до нього належала і

лабораторія ядерно-фізичного аналізу ДКП ІГФМ, (лабораторії Дослідного комплексного підприємства Інституту геохімії і фізики мінералів АН УРСР, яку в той час очолював автор спогадів – Ред.) Дослідження в такій галузі, а також те, що нам довелося вивчати зразки води та снігу від попередніх позаштатних викидів на ЧАЕС (їх було два), визначили участь наших співробітників у всіх роботах у зоні, пов'язаних із геохімією техногенних радіонуклідів. А для когось із наших (як і для Петра Лаврова) Чорнобиль розпочався із виклику до військкомату на перепідготовку.

Вода. Першим і основним нашим завданням було визначення якості води, яка доходить до верхнього б'єфу Київського водосховища – це було питання на той час не просто важливе, а архіважливе. Дніпро живить водою понад 14 млн. людей, а скільки від нього залежить поливних угідь і досі лишається незрозумілим. Тому вода і тільки вода.

У першій декаді травня у Київському пароплаванні було зафрахтовано теплохід «Каштан-11» (абсолютно новий, щойно спушений з херсонських стапелів), який став для нас на два місяці польовою лабораторією, кухнею та спальним наметом. З апаратури у нас були лише 4-х каналний радіоспектрометр та повна польова хімічна лабораторія. Натомість фахівців, які справді знають свою справу, у нас вистачало, були навіть хіміки з Інституту загальної та неорганічної хімії та Інституту колоїдної хімії (Віктор Павлов та Сергій Тютенко). Пароплавання, зі свого боку, забезпечило «зелену вулицю» при обслуговуванні нашої експедиції.

Вийшли у Київське море, і одразу розпочалася робота – відбір проб (не лише поверхневі зразки, а й з глибини від 1,5 до 2,0 м, у залежності від рельєфу дна) та аналітика, а дворазовий контроль здійснювався під егідою начальника експедиції Г.М. Бондаренка. Вже в темряві підійшли до нашої проміжної станції у с. Сухолуччя, і перші результати показали, що треба йти вгору, треба йти на Прип'ять, перевіривши до цього все ще раз. Наш висновок підтвердився наступного дня, коли ми ще раз пройшли галсами вздовж фарватеру водосховища. Після короткої наради капітан приймає рішення: не витрачаючи часу йти Прип'яттю до Чорнобиля, а там діяти за обставинами. Цієї ж ночі керівництво штабу АН УРСР та Інституту приймає рішення про виявлення найбільш забруднених ділянок у районі підживлення водосховища.

Так, у нас траплялися помилки, але хто може їх уникнути в такій екстремальній ситуації? До

Чорнобиля підійшли майже вночі, а причал зайнято. Пришвартувалися лівим бортом до якоїсь баржі. Як тільки вранці розвиднилося, радіометрист визначив, що показання на поверхні насипу баржі перевищують 2-3 рентгени на годину (вона, ця баржа, просто з

доаварійного часу чекала на свою відправку до Пінська). Одягли протигази і спробували збагнути те, що ми вже не в Києві, не в Київському морі, а у Чорнобилі.



Перша чорнобильська експедиція на теплоході «Каштан-11» у травні 1986 р. Зліва направо: Ігор Садолько, Сергій Ромодан (капітан теплохода), Ігор Хутько, Сергій Місюра, Ігор (помічник капітана), Микола Костюченко, Сергій Тьютенко, Микола Проценко, Микола Ковалюх. *Фото В. Доліна*



Пробовідбирання донних відкладів та води з різної глибини з борту теплохода «Каштан 11» у травні 1986 р. Зліва направо: Ігор Садолько, Микола Костюченко, Микола Ковалюх, Сергій Місюра. *Фото В. Доліна*

З самого ранку (ще до сніданку) ми відійшли від баржі і перемістилися до Красненської протоки. Відразу після цього зняли протигази. Через 200 м, а це вже в протоці, - 0,6 Рт/год і посилення присмаку в роті (деякі вчені вважають, що це нісенітниця, але повірте моєму досвіду – це правда). Човен, який Валера Маркар'янц перетворив із простого гумового на слухняний підвісному мотору, був головним нашим плавзасобом. У повній бойовій готовності, одягнені в загальновійськові захисні комплекти, які призначалися для ведення війни в зоні ядерного вибуху, та протигази, озброєні військовими дозиметрами ДП-5В ми відплили від борту теплохода у супроводі німих побажань удачі. *(Оце накрутив, але так воно й було – Авт.)*

Йде фіксація фактів та вимірювання. Перша зупинка – 0,2 Р/год, але проби води і прибережного піску відібрали, хімзахист поки що терпимо, друга зупинка – 0,6 (більше хочеться пити і заважає хімзахист), третя зупинка – проби, раніше відібрані, викидаються, четверта – спочатку скидаємо весь хімзахист, робимо виміри – 1,2, про всяк випадок пливемо далі (район залізничного мосту) – від 2 до 2,5 Рентгенів на годину. Все, основну роботу зроблено (проби піску та води відібрано), щоправда, що це дало і в чому це допомогло у вирішенні подальших проблем, я й досі не знаю. Повертаємося, а нам з борту «Каштана» повідомляють, що поки ми «прогулювалися», вони спінінгом «трьох щупарів узяли». Прикро.

Усі наші дослідження та первинні розробки з вивчення розподілу радіонуклідів (РН) у водах Дніпра, Прип'яті, Десни, Тетерева та Київського водосховища дали можливість розглянути загальну ситуацію забруднення поверхневих вод аварійного регіону та виробити концепцію водозабезпечення вздовж усього Дніпровського каскаду.

До нашої роботи підключилися (і не просто на день-два, а на багато років дослідів та досліджень) молоді вчені, які щойно залишили свою альма-матер – Вітя Долін, Олег Нефедов, які згодом зробили свій внесок у вирішення багатьох питань Зони.



Пробовідбирання поверхневих вод р. Прип'ять у травні 1986 р. Зліва направо: Микола Ковалюх, Ігор Садолько, Сергій Місюра. *Фото В. Доліна*

Реевакуація. Головне (одне з головних) питання до осені 1986-го – куди подіти людей. Постраждали в невоєнний час, втратили все, не просто все, а абсолютно все. Що далі? Було ухвалено рішення про проведення комплексних досліджень не тільки у відселених населених пунктах, а й на прилеглих до них територіях (ліс, луг, заплава, а головне – вода, вода у колодязях та на всіх ділянках, що прилягають до можливого їх використання) для вирішення питання про повну або часткову реевакуацію населення за місцем проживання.

Дві мобільні групи, які очолювали М. Костюченко та В. Ніколаєнко, на БРДМах (бойова розвідувально-дозорна машина піхоти) оперативно та професійно відпрацювали всі ділянки у тих населених пунктах, що були у списку на реевакуацію. Результати всіх досліджень дали змогу зробити висновок, що реевакуація не тільки небажана, але й за всіма факторами заборонена. Чесно кажучи, я не пам'ятаю всіх положень тогочасних законів, я просто доповів отримані результати на засіданні ОМГРО (якщо мені

не зраджує пам'ять – оперативна міжвідомча група радіаційної обстановки), де не просто вирішувалися ті чи інші питання, а давалися чіткі рекомендації до уважного вивчення та виконання. Під час доповіді виникли деякі нюанси, здебільшого через присутність на засіданні ОМГРО якогось представника ЦК КПРС: «А чому на ваших таблицях та графіках немає грифа «цілком таємно?»». Можете уявити, що йому відповіли тоді, у вересні 1986-го!

Свою частину роботи ми виконали якісно та вчасно. На нашу честь, все, що зробили співробітники нашого Інституту, вилилося в одну з перших програм допомоги чорнобильським переселенцям.

Міграція. Згодом наші головні дослідницькі пріоритети було скеровано на питання міграції радіонуклідів в об'єктах довкілля. Що ж стосовно побуту, ми втратили будинок-притулок на теплоході, отримали житло в Іванкові та щодня їздили на роботу з Іванкова до Чорнобиля. Все це було не просто незручно (харчувалися ми або дорогою, або в офіцерській їдальні в Чорнобилі), а й невігдно у зв'язку з деякими труднощами із заправкою наших автомобілів. Побутові питання (ночівка, зміна обмундирування, харчування) вирішувалися чітко та швидко штабом АН УРСР на чолі з Г.В. Лисиченком. Складно було нашим водіям – спочатку Віктору Вариводі, потім Шурі Павленку, адже вони з нами були і на роботі, і на доставці з роботи на відпочинок. Знайти житло в Чорнобилі було досить складно (а раптом повернуться колишні мешканці чи їх повернуть?). Питання вирішилося тоді, коли у нас з'явився академічний гуртожиток і навіть власні приміщення для проведення будь-яких аналізів.

Вже кілька місяців співробітники нашого інституту досліджували основні форми радіоактивних забруднень (відділ Куковського) за допомогою радіофотоскопії (*авторадіографії* – *Ред.*) Результат було отримано дивовижний: радіаційний фон складається з двох головних забруднювачів – іонно-аерозольної складової та твердих гарячих частинок. Причому гарячі частинки протягом декількох місяців проникають у ґрунт на достатню глибину (1-3 см, залежно від типу ґрунту). Цей факт підтверджують роботи М. Мовчана, А. Шпигуна, Б. Злобенка, Ю. Федоренка.

Далі у справу вступила методика пошарового відбору проб ґрунту для повного аналізу перерозподілу радіонуклідів за вертикаллю. Було виділено основні ландшафтні особливості зони Полісся та обрано ділянки для довгострокових досліджень міграції РН (ці роботи проводилися вже з ОГ (*оперативною групою* – *Ред.*) Держкомгидромету).

Лабораторія. Новий 1987 рік ми зустрічали вже в новому житлі : 4 розкладачки в однокімнатній квартирі (15 кв.м разом із передпокою, без води та туалету), за адресою Б. Хмельницького, 21. Харчування було досить пристойним, достатньо тепло (якщо вчасно протопимо піч), гідрохімілабораторія працює, але основним вимірювальним приладом залишається наш 4-х – каналник (*той самий чотириканальний гама-спектрометр, який використовували навесні на «Каштані-11» - Ред.*) Починається черговий етап роботи: відбір проб (наземним та вертолітно-повітряним способом) та картування радіоактивного забруднення 30 км та 60 км Зони. Більшість аналізів йде через вимірювальні комплекси МО (*Міністерства оборони – Ред.*) та Гідромету СРСР, але вони дають лише загальні дані щодо радіаційного фону.

Усі основні лабораторні дослідження проводяться в інституті (головні виконавці Л. Кононенко, Т. Коромисличенко, Н. Костюченко, В. Морозов – він був у нас і там, і тут), а проби доставляються з Чорнобиля. Час доставки проб залежить від багатьох факторів – це і компонування, і проходження через пункти санітарної обробки, і документація та супровід, і пошуки пального, і витрати людино-годин та багато інших нюансів.

У зв'язку з нагальною необхідністю мати вимірювальну лабораторію в зоні, а не вивозити проби до Києва, взимку та навесні 1987 року нам вкрай потрібно було знайти приміщення, придатне для обробки відібраних проб і проведення аналізу зразків. Цим питанням ми займалися разом із завідувачем лабораторії первинної обробки ДКП ІГФМ Л.Р. Нурмамедовим. Для початку нам запропонували зосередити пошук у м. Прип'ять. Школа і дитячий садок (покинуті дитячі іграшки, тапочки, шкарпетки, трусики, все, що залишалося після евакуації) справили не просто гнітюче враження, а викликало почуття потрясіння. Відмовилися. Врешті-решт ми зупинили свій вибір на підвальному приміщенні Чорнобильської ветеринарної аптеки на вулиці Кірова, 35 (воно було обладнане двома хімшкафами з окремою витяжкою).

Інститут виділив щоквову дробарку (квартирний Джонс) віддала лабораторія пробопідготовки ДКП) і встановив правила її використання, але потім виявилось, що для гомогенізації проб потрібен зовсім інший агрегат. Тут у роботу вступив Держпостач СРСР, протягом доби з Вірменії доставили 4 млини, а ми почали працювати. Проби складувалися в передбаннику, сортувалися за доставкою і пускалися в обробку. Кожну пробу квартирували, етикетували та розподіляли щонайменше у 4-5 контейнерах для досліджень на радіометрі «CompuGamma». Якщо

хтось пам'ятає Олега Панова та Славу Галія, може собі уявити, якими були у ті часи зсередини їхні білі респиратори; в одного – борода, в іншого – широкий овал обличчя, а маски – чорні при дотриманні всіх правил безпеки. Окрім Панова та Галія тут попрацювали Ольга Коваленко, Саша Суленко, Леонід Нурмамедов, Костя Проскурко, Морозов Володя, Володя Власенко та багато інших.

Відбір проб. Це не те питання, на яке можна відповісти однозначно. Взимку 1986-87 років відбирали переважно проби води та снігу (дихає чи не дихає реактор), і робилося це всіма доступними тоді методами. Відбиралися проби за допомогою двох БРДМ, які іноді допомагали один одному вибратися з точок пробовідбору на проїзну дорогу. А проби відразу потрапляли до рук хіміка-віртуоза (з точки зору швидкості та правильності виконання всіх аналітичних робіт). Ми привозимо нову партію проб, а на нас вже чекає Володя Мионов з повним роздруком хіманалізу того матеріалу, який він отримав буквально ось-ось (і це за умов протопити піч, включити плиту, розсортувати, проаналізувати та ще раз перевірити). Пізніше настав час відбору ґрунту, а це вже робота нашої лабораторії.

Співпраця з ОГ Держкомгідромету СРСР. У перші місяці та роки нашої роботи в Зоні нам доводилося співпрацювати з багатьма відомствами та організаціями різного масштабу. Ми брали активну участь у вирішенні проблем штабів цивільної оборони УРСР та СРСР, Міністерства оборони та УБ-605 (*управління будівництва, яке відносилось до Міністерства середнього машинобудування СРСР – організації, чи не більш засекреченої, ніж Міністерство Оборони - Ред.*)

З Оперативною групою Держкомгідромету СРСР ми почали працювати ще під час нашої першої появи в Чорнобилі – вона тоді знаходилась у будівлі міськради на вул. Радянській. Перше питання, яке нас цікавило і яке ми поставили: «Який на даний момент загальний винос води з Прип'яті до Київського водосховища на годину, на добу, на тиждень?» Відповіді ми не отримали. Та у той час ніхто не знав відповіді на таке питання. Але через два місяці ми вже знали відповіді на всі ці питання та співпрацювали за великою кількістю спільних завдань.

Частину наших спільних проблем ми обговорювали та проектували їх вирішення разом. Частину завдань, вже сформульованих у певних розробках та завданнях, ми отримували у вигляді держзамовлень. Так нами було визначено 10 найважливіших, з погляду ландшафту та особливостей усієї забрудненої території, ділянок, які

протягом багатьох років потім були піднаглядними як для оцінювання можливого пилоперенесення, так і особливостей міграції радіонуклідів у ґрунті. Тоді ми розробили методику пошарового відбору проб ґрунтових відкладень. Деякі наші роботи були не просто субсидовані ОГ, а й виконувались спільно.

Тут наші фахівці з лабораторії нейтронно-активаційного аналізу вперше познайомилися з добротним спектрометром та виведенням результатів не на перфокарту або гнучкий диск, а безпосередньо на екран ПК, і тоді це був «286-й комп'ютер», а не наш Дніпро-10 з перфорованими стрічками.

Є.Д. Стукін (з вересня 1986 до 1993 року) був нашим головним замовником та куратором. З ним та під його керівництвом працювали наші інженери, дозиметристи та радіометристи В. Морозов, В. Власенко, В. Радчук, А. Іванов та ін.

Потім. Згодом була реорганізація, створення Державного наукового центру, затим – нового Інституту на базі сектора металогенії та відділу Е.В. Соботовича, а також тих відділів та лабораторій, які брали безпосередню участь у роботах з ліквідації аварії на ЧАЕС. Потім багато наших співробітників стали провідними спеціалістами в різних організаціях, що працюють або пов'язані з Зоною. Потім було масштабне ландшафтно-геологічне та радіаційне картування зони відділом В.П. Бухарева. Потім були подвірні обстеження в зоні та поруч із нею у продовження теми евакуації-реевакуації (Поліське, Вільча та поруч розташовані населені пункти), одним із головних виконавців яких був Іван Шраменко. Потім були багаторічні дослідження процесів міграції РН у всіх об'єктах природного середовища (зустріч зі зграями диких собак, лосями-єдинорогами, вепрами розміром із «Жигулі», обіди та вечері Петі Лаврова, іноді просто в місцях пробовідбирання – просто ми не встигаємо в кормоцех...) Юра Сиротенко зі своїм ЛУАЗом, який брав піски там, де сідали інші всюдиходи, потім було вивчення з розподілу та перерозподілу РН за каскадом Дніпра та їх винесення у Чорне море (починали Ю. Желдаков та М. Костюченко, а закінчив та узагальнив В. Долін). Потім були дослідження можливого привносу чорнобильських забруднень у район РАЕС, Тунгуску,

Камчатку, потім були семінари, конференції, дисертації, з'їзди, закордонні відрядження та співпраця з іноземними колегами, потім були нові співробітники, які прийшли в Зону і десь перейняли у нас послідовність роботи. Потім була відсутність фінансування та пошуки так званих спонсорів, їх знаходження, відсутність, прив'язка робіт до будь-яких держтем.

Втім, а чи буває це «потім», якщо все, у що ти вклав свої сили, знання, продовжує жити і розвиватися, хай навіть трохи не в тому напрямі, який ти уявляв собі.

Резюме. Можливо, тут треба було поставити P.S, можливо, але вже як звик. Тим більше, що це майже одне й те саме.

Усі спогади втиснути у невелику замітку неможливо. Тому тут ішлося тільки про перші роки нашої роботи в Зоні, перші завдання, які нам довелося вирішувати і тих людей, які це робили. Можливо, читачеві ці імена та прізвища незнайомі і ні про що не нагадують і не говорять, але для тих, хто їх знав і пам'ятає – це ті, хто був там і не просто був, а працював і працював не за додаткову плату (часто дуже сумнівну), а на совість. Можливо, що мої спогади сумбурні і непослідовні. Згоден, але повірте мені, це те, що найбільше врізалося у пам'ять.

На жаль, немає фотографій або їх мало, і не тому, що ми не завжди намагалися відобразити свою роботу, а тому, що дуже часто вони комусь передавались або просто губилися.

Наприкінці мого короткого екскурсу у чорнобильські спогади мені хотілося б зазначити, що багато хто, навіть не будучи у 30-км зоні, стали героями, а деякі й інвалідами Чорнобиля, а деякі відмовилися від усіляких пільг, бо не вважали себе справжніми ліквідаторами. З понад півсотні співробітників, хто працював у Зоні, живими залишилося – на пальцях перерахувати. Ті, хто чесно відпрацював своє, ті, хто був там і пішов від нас раніше – це і є справжні Ліквідатори. Мені пощастило в житті бути з ними знайомим, з кимось працювати, з кимось дружити, з кимось просто співпрацювати і я пишаюся цим. Дякую Вам, хлопці.

Мої найкращі побажання тим, хто це читає.



Учасники ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС біля Інституту, 2007 р.:

зліва-направо: Долін В.В., Самчук А.І., Ніколаєнко В.І., Соботович Е.В., Галій С.А., Пушкарьов О.В., Шраменко І.Ф., Бондаренко Г.М.; у другому ряду: Злобенко Б.П., Лавров П.І., Єгоров О.С.

Від редактора

Прочитавши ці спогади, я неначе поринув у ті дні на початку травня 1986 р., коли під керівництвом Ігоря Садолька, 22-літній юнак Вітя Долін піднявся на борт теплоходу Київського річкового порту «Каштан-11» і тим самим все своє майбутнє життя та наукову діяльність пов'язав з проблемами подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. Гортаючи пожовклі сторінки польового щоденника з витисненим золотим написом «АН ССРСР», зустрічаю там записи ще шестизначних телефонів Москви і Києва, прізвища друзів і колег з Радієвого Інституту, Інституту Курчатова, Всесоюзного науково-дослідного інституту АЕС, міністерств і відомств України й СРСР. Тоді, тридцять п'ять років тому, нас об'єднала спільна біда. Сьогодні ми розділені амбіційними політиками та олігархами на ворогуючі сторони. Невже для того, щоб настав мир, потрібен ще один Чорнобиль?

Сьогодні мені прикро спостерігати, як в Україні та й у всьому світі піддають забуттю Чорнобильську трагедію, намагаючись психологічні проблеми населення забруднених територій та аварійних працівників видати за найбільш вагомий наслідок Чорнобильської катастрофи, як це зазначено у висновках Чорнобильського форуму (2005).

Я щиро переконаний, що уроки Чорнобильської катастрофи, які вивчатимуться науковцями майбутніх генерацій, слугуватимуть підґрунтям для глобальних висновків, технологічних і політичних рішень щодо розвитку ядерної енергетики зокрема та світового енергетичного комплексу в цілому. Щоб уникнути забуття, ми готові надати на сторінках збірника наукових праць «Геохімія техногенезу» можливість опублікувати спогади чорнобильців, евакуйованим та «ліквідаторам», жителям радіоактивно забруднених

територій, науковцям, що досліджують чорнобильські проблеми.



Цим виданням ми вшановуємо пам'ять колег, які поклали здоров'я і життя на вирішення проблем подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. Світла пам'ять тим, кого вже немає з нами. І хай не зраджує доля тих, хто першими став на заваді поширення «мирного атома» в Україні і світі, і тих, хто сьогодні прийшов за ними...

*Колегам і друзям,
чий життя поглинув
ядерний смерч Чорнобиля,
присвячується*

Я видел:

слезы капали с гранита,

Стекая в пламя Вечного огня.

Молчали скорбно

мраморные плиты,

Погибших охраняя имена.

Я видел
 опустевшие поселки,
 Безмолвные, глухие города,
 А на балконах –
 детские пеленки,
 Забытые остались навсегда.

Я видел:
 разноцветные коляски,
 Как сироты стояли во дворах.
 Так прерванное детство
 жуткой сказкой
 Застыло с болью в маленьких глазах.

Я видел тех,
 кто сбрасывал руками
 Куски графита в ядерный огонь.
 За тех,
 кто жизнью закрывали пламя,
 Отсчитывал секунды метроном.

А саркофаг
 стоит, как мавзолей,
 Громадой серою бетонной и свинцовой.
 Растут цветы
 у митинских аллей,
 Лежат в земле безвестные герои.
 Им орденов и славы
 не нашлось,
 Им – лишь строка в истории болезни;
 Им – лишь букет
 давно увядших роз;
 Им – лишь слова
 давно забытой песни...

Я видел:
 слезы падали с гранита,
 Стекая в пламя Вечного огня.
 Скорбели молча
 мраморные плиты,
 Погибших охраняя имена.

(1987)

Віктор ДОЛІН

Чорнобильська епопея розпочалася для мене у понеділок 28 квітня 1986 р. У цей день в Академмістечку, в Інституті вже були розмови, що на міських маршрутах мало автобусів через аварію на Чорнобильській АЕС. Звичайно, масштабів того, що сталося, ніхто собі не уявляв.

Повернувшись увечері додому, дізнався, що за мною вже двічі надсилали таксі з військомату. Відразу припустив, що розшукують у зв'язку з подіями в Чорнобилі: після закінчення Львівського університету я отримав військову спеціальність військ хімічного захисту, лейтенант запасу. Крім того, додатково в Тамбовському вищому військовому командному училищі хімічного захисту я пройшов підготовку на посаду начальника штабу батальйону хімзахисту. Думок, як кажуть, «скосити від армії» в голові навіть не виникало – навпаки, було почуття відповідальності, що моє військове навчання не було марною тратою часу, і я зі своєю військовою підготовкою навіть у мирний час можу бути корисним у серйозній чоловічій справі.

Мобілізаційна система спрацювала чітко. З військомату на таксі перевезли до військової частини. Ніч пройшла у вирішенні організаційних питань, отриманні обмундирування, пришиванні погонів і т. п. На світанку сформований із резервістів – військових «хіміків», офіцерів та рядових, а також медиків, Особливий батальйон спеціального хімічного захисту був готовий до виконання завдання. Я був призначений командиром роти хімічного захисту. Що треба робити, спочатку не говорили, але судячи з переговорів командування, думали, що батальйон буде задіяно на пункті прийому обпалених і опромінених десь під Києвом. На ранок завдання змінили. Нас посадили в автобуси і повезли в район Чорнобиля. Там ввели у курс справи – палає реактор атомної електростанції, необхідно його загасити. Конкретним завданням нашого батальйону було завантаження вертольотів, до чого ми відразу ж, вранці 29 квітня, і приступили.

Загалом у хроніках ліквідації Чорнобильської аварії епізод засипки реактора піском та свинцем згадують мало. Можливо тому, що ці дії, особливо закидання в реактор свинцю, пізніше було визнано помилковими. Але тоді на станції димився відкритий ядерний реактор, який потрібно було терміново загасити і припинити викид радіоактивності, що і було зроблено. Безперечно, основна заслуга в гасінні реактора належить військовим льотчикам, які організували одночасну роботу в небі близько п'ятдесяти гвинтокрилих машин. З розмов з екіпажами вертольотів ми дізнались, що їх збирали сюди зі всього Союзу, зняли навіть з бойової роботи в Афганістані. Про задіяність вертольотів в ліквідації аварії на ЧАЕС мова потім йшла. Але ніде не

згадувалося, що для чіткої безперервної роботи вертольотів в небі потрібно було також забезпечити їх швидке завантаження на землі. Цим займався наш батальйон, який напружено працював в умовах авралу і радіоактивного зараження.

Справа відбувалася так. Вертольоти перевозили вантаж на зовнішній підвісці, використовуючи підвішені за стропи парашути як своєрідні сумки. На довгому полі в два ряди були влаштовані вертолітні посадкові майданчики. На кожному заготовлено мішки з піском, свинцеві зливки, парашути та спеціальні металеві скоби для з'єднання строп із зчіпним пристроєм вертольота.

У повітрі стояв суцільний гул і гуркіт – на майданчики один за одним, «каруселлю» на малій висоті заходили на посадку величезні вертольоти Мі-6. До посадки чергового вертольота вантаж мав бути готовим.



Необхідно було забезпечувати максимальне завантаження гвинтокрилих машин, але «слабкою ланкою» були парашути. Це були літакові гальмівні парашути з щільної тканини з міцними стропами, але при неправильному поводженні вони не витримували і рвалися під час зльоту вертольота, тому укладати вантаж і зв'язувати стропи треба було дуже уважно. Як це правильно робити, у перший день нам показував цивільний чоловік зі станції. Я не знаю, хто це був, напевно він був тут з самого початку аварії, але на запитання, чи не вистачить йому опромінюватися, відповідав: «Це наша станція, ми її будували, ми її і закриємо».

На землі акуратно розкладався купол парашута, розплутувалися стропи. Точно в центрі купола пірамідою викладалися мішки з піском. Між мішками, щоб потім не вислизнули і не порвали тканину купола, укладалися свинцеві зливки. Стропи розправлялися, рівно збиралися і спеціальним вузлом прив'язувалися до зчіпної скоби. Після цього давалася відмашка черговому вертольоту, що пролітає, на посадку. Вертоліт, що приземлився, поспішав,

двигуни не вимикав. Потрібно було, долаючи піднятий гвинтами вітер і закриваючись від пилу, підбігти під днище вертольоту і подати всередину скобу з прив'язаними стропами. Після цього вертолїт одразу ж злітав, набирав висоту, і – на реактор. Серед великих вертольотів Мі-6 працював і один Мі-8. Він брав меншу вагу, але встигав зробити більше рейсів завдяки віртуозності пілотів, які для швидкості його взагалі не садили, а для завантаження лише ненадовго низько зависали над землею.

Траплялося, що під час відриву вантажу від землі лопалися стропа або рвалася тканина купола. Також бувало, що парашути не витримували, коли вертолїт піднявся вже високо. До землі летіли мішки з піском і сорокап'ятикілограмові свинцеві чушки. Тому ми постійно стежили за всіма вертольотами, що пролітають над нами.

Одного разу вітром від вертольота, що сідав, розкрило парашутну сумку і вибуло з неї парашут, який підхопився в повітрі і зачепився за лопасть. Над нашими головами засвістили його стропа. Усі «прилипили» до землі, поки льотчики глушили двигун і зупиняли обертання гвинта.



Ми працювали в респіраторах, але розуміли, що вони не можуть забезпечити ефективний захист від радіоактивного пилу – під злітаючим з вісьма тонами вантажу вертольотом Мі-6 такий вітер, від якого не сховатися – важко навіть встояти на ногах, натиск повітря пронизує одяг, розстібає гудзики, зриває пілотку і сам респіратор, засмічує очі. Крім того, усвідомлення, що ця ревуча, гаряча і закопчена машина лише кілька хвилин тому пролітала над «жерлом» палаючого ядерного реактора, оптимізму не додавало.

Тривожні моменти були, коли виникала загроза повторного вибуху станції. Так, одного дня, здається 5 травня, раптом всю нашу роботу припинили,

вертольоти посадили, нам наказали в них забратися і чекати в готових до зльоту машинах подальшого розвитку ситуації. Другого разу мені (я якраз був черговим по батальйону) довелося всю ніч провести з радіометром у руках, щоб у разі різкого стрибка радіоактивності оголосити тривогу. До речі, при вимірюванні радіоактивності в повітрі, датчик приладу потрібно було тримати на витягнутій від себе руці, тому що радіоактивне випромінювання власного обмундирування і волосся вже досягало 100 мілірентген на годину.

Взагалі було сильне психологічне навантаження. З самого початку нам оголосили, що ми знаходимося на військовому становищі, з усіма наслідками. Ми розуміли, що опромінюємося, але на запитання про накопичені дози і терміни перебування отримували раз у раз лише одну відповідь: ваша справа загасити реактор. Відчуття таке, яке напевно буває у бійців на війні – коли за планом наступу командуванню «потрібна висота», незважаючи на втрати.

Думки, що начальство мало хвилюють наші дози радіації, були не безпідставними. Так, на весь батальйон (близько 300 чоловік) був лише один старенький прилад ДП-5 із розбитим склом. Індивідуальні дозиметри, незважаючи на наші прохання та вимоги (наскільки це можливо в армії), видали не відразу і не всім (тільки командирам підрозділів), тому яку дозу всі отримали в перші, найгарячіші дні, невідомо. Але й отримані зрештою дозиметри працювали погано, тому що в приладі, що їх повинен був заряджати, «сіли» батарейки. Весь перший тиждень нам не забезпечували помиття і заміну обмундирування. І все це при тому, що ми піддавалися дії радіації цілодобово – не тільки вдень, на вертолїтних майданчиках, але й уночі, наприклад, наш перший наметовий табір був влаштований у заплаві річки Прип'ять, в умовах безпосередньої видимості станції, дим з якої сильним вітром несло прямо на нас. І взагалі, хоч ситуація критична, але все ж таки не війна, чому треба було в мирний час користуватися бойовими нормативами контролю доз опромінення?

Неприємний осад залишив приїзд одного генерала. Він завів перед нашим строєм туманну промову. Коли дійшло, про що він, то всі відчули образу. Ми сумлінно виконували свою справу – розуміли, що Київ треба рятувати, там залишилися наші оселі, сім'ї. А генерал, виявляється, приїхав попереджати нас, щоб не надумали красти парашути! Все прояснилося, коли я випадково помітив, як остеронь за кушиками солдат-водій вантажив у генеральську «Волгу» ці самі парашути...

Між іншим, розмови про «100 грам для хоробрості» – це все байки. Вночі було холодно спати в наметах. Вдень звичайна солдатська їжа: гречка, перловка, тушонка чи рибні консерви. Але ні про якісь фрукти-овочі, не кажучи вже про випивку, навіть мови не було. Лише одного разу, в проміжку

між посадками чергових вертольотів, вдалося випити по чарці роздобутого на місцевому безалкогольному заводі спиртового ароматизатору.



Завантаження вертольотів було нашою головною щоденною роботою. Але за необхідності частина нас брала участь і в інших справах:

- наповнювали мішки піском (у кар'єрі біля самої станції, де, як потім виявилось, через радіацію взагалі не можна було знаходитися);
- допомагали виселяти людей із зони відчуження;
- для запобігання мародерству патрулювали вночі у виселеному Чорнобилі;
- розвантажували на станції Вільча вагони з магнетитом;
- був один і зовсім екзотичний епізод: одного разу ми отримали наказ, щоб, чомусь уночі, при світлі

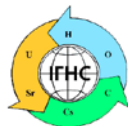
саморобних смолоскипів, збирати в порожньому селі по вулицях і по дворах трупи вбитих собак.

16 травня 1986 р. особовий склад нашого батальйону змінили, і я опинився вдома із записом у військовому квитку про 17-денні навчальні збори та карткою доз опромінення з «намальованими» 26 рентгенами.

Тільки на цьому моя чорнобильська епопея не закінчилася. Рівно через два тижні після повернення, у тяжкому стані я потрапив до інфекційної лікарні з діагнозом «гострий афтозний стоматит». Було незрозуміло, звідки узялася у дорослої людини дитяча хвороба? Пізніше дізнався, що стоматит може розвинути при радіаційному опіку слизової оболонки порожнини рота «гарячими» частинками. Але тоді лікарі, виконуючи розпорядження, не мали права пов'язувати захворювання з аварією на ЧАЕС. У лікарні у Львові мене поставили на ноги, а остаточно вилікували в санаторії в Естонії. Я повернувся до роботи, нормального життя, тільки ще довго напружувався, почувши в небі гуркіт вертольота.

Через роки прийшло розуміння, що мені в дійсності «пощастило» потрапити у першу хвилю ліквідаторів. Наступний склад нашого батальйону працював вже безпосередньо на території станції – я не впевнений, чи залишився хоч хтось з тих людей живий...

Джерело фото: Ukrainian Society for Friendship and Cultural Relations with Foreign Countries / International Atomic Energy Agency – Ред.



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.033>

УДК 621.039.74

Шабалін Б.Г., Ярошенко К.К., Марініч О.В., Колябіна І.Л., Міцюк Н.Б., Бугера С.П.

Шабалін Б.Г., д.г.н., с.н.с., зав. відділу, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0002-6425-5999, b_shabalin@ukr.net

Ярошенко К.К., к.т.н., н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0002-7180-4642, igns.yaroshenko@gmail.com

Марініч О.В., к.г.н., зав. лабораторії, Державне спеціалізоване підприємство «Центральне підприємство з поводження з радіоактивними відходами», ORCID: 0000-0002-2389-9341, olhamarinich@gmail.com

Колябіна І.Л., к.г.н., с.н.с., Інститут геологічних наук Національної академії наук України, ORCID: 0000-0002-6120-4491, kolira_igns@i.ua

Міцюк Н.Б., м.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0003-3875-007X, nmitsiuk@gmail.com

Бугера С.П., н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0001-9968-7591, sergii.bugera@gmail.com

ЩОДО ЗАСТОСУВАННЯ БЕНТОНІТОВИХ ГЛИН ЧЕРКАСЬКОГО РОДОВИЩА ДЛЯ УБЕЗПЕЧЕННЯ ЗАХОРОНЕННЯ РАВ У ПОВЕРХНЕВИХ / ПРИПОВЕРХНЕВИХ СХОВИЩАХ НИЗЬКОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ: ДОСЛІДЖЕННЯ СОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ БЕНТОНІТІВ

Статтю присвячено вивченню бар'єрних властивостей бентонітових глин Черкаського родовища (Україна) як найбільш перспективного матеріалу для ізолюючих бар'єрів поверхневих та приповерхневих сховищ низькоактивних радіоактивних відходів. Наведено опис Черкаського родовища бентонітів, зокрема найбільш перспективного II шару Дашиківської ділянки та склад і властивості природного та модифікованого содою (ПБА-20) бентоніту, які можуть бути використані для забезпечення безпеки довгострокового зберігання та захоронення РАВ. Наведено зображення скануючого електронного мікроскопа (СЕМ) зразків, визначено їх хімічний та мінеральний склад. Встановлено, що досліджуваний бентоніт за класифікацією є Al-Fe-монтморилонітом, а основними породоутворюючими мінералами є монтморилоніт (75 ± 3 мас. %) та кварц (20 - 25 мас. %). Інфрачервоні спектри бентонітів у діапазоні $4000 - 400 \text{ см}^{-1}$ є типовими для діоктаедричних Al-сметитів та практично однакові у природного та модифікованого зразків. Дериватографічний аналіз (ДТА) зразків бентонітів дає можливість дійти висновку, що модифікований бентоніт ПБА-20 має більшу термічну стійкість порівняно з природним, а загальна втрата маси зразків складає близько 10,31% та 17,8% відповідно. У процесі експериментального дослідження сорбції ^{137}Cs з модельного розчину вод Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) (мінералізація – $0,2 \text{ г/дм}^3$) встановлено, що рівновага у системі сорбент-розчин встановлюється протягом 12 - 14 год, а ступінь сорбції модифікованим бентонітом ПБА-20 складає до 93%, природним бентонітом – на 7 - 10% менше. Аналіз коефіцієнтів розподілу (K_d) також свідчить про вищу ефективність Na-модифікованого бентоніту в порівнянні з природним та про те, що іонний обмін є основним механізмом сорбції цезію. Збільшення pH вихідного розчину призводить до незначного збільшення ступеня сорбції. Ступінь сорбції ^{137}Cs Na-модифікованим бентонітом практично не залежить від початкової концентрації Ca^{2+} (від 16 до 160 мг/дм^3) та Na^+ у розчині (від 6 до 60 мг/дм^3), тоді як для природного бентоніту спостерігається зменшення ступеню сорбції ^{137}Cs при збільшенні концентрації Na^+ . Таким чином, бентонітові глини Черкаського родовища (Дашиківська ділянка, II шар) завдяки своїм бар'єрним властивостям можуть бути рекомендовані для влаштування протиміграційних інженерних бар'єрів сховищ РАВ, зокрема поверхневих / приповерхневих сховищ I та II черг комплексу виробництва «Вектор».

Ключові слова: бентоніт, модифікований содою бентоніт, Черкаське родовище, радіоактивні відходи, ізоляційні властивості, цезій, стронцій, сорбція.

Стан проблеми. Проблема безпечного захоронення радіоактивних відходів (РАВ) має виняткову актуальність для України внаслідок накопичення значної їх кількості, зокрема у Чорнобильській зоні відчуження та на діючих атомних електростанціях. Згідно з Законом України «Про внесення змін до деяких законів України щодо вдосконалення законодавства у сфері поводження з радіоактивними відходами» [1], виділяють чотири класи РАВ: дуже

низькоактивні (ДНАВ), низькоактивні (НАВ), середньоактивні (САВ) і високоактивні (ВАВ), які дозволяється захоронювати відповідно у чотирьох типах сховищ: поверхневому, приповерхневому, сховищі на середніх глибинах та геологічному сховищі. Наразі у діючих нормах і правилах з ядерної та радіаційної безпеки, відповідно до яких має здійснюватися віднесення РАВ до певного класу, визначено критерії лише для останніх трьох класів

[2]. Найбільшу частку серед накопичених в Україні РАВ складають саме НАВ [3], з яких, ймовірно, буде відокремлено клас ДНАВ після того, як у нормах і правилах з ядерної та радіаційної безпеки будуть визначені критерії для цього класу. Ці відходи представлені аварійними РАВ, розміщеними у пунктах тимчасової локалізації РАВ Зони відчуження та на території Чорнобильської АЕС (включаючи об'єкт «Укриття»), а також РАВ, які постійно утворюються в результаті нормальної експлуатації діючих АЕС. Таким чином, в Україні постала гостра потреба у створенні поверхневих / приповерхневих сховищ для захоронення великих обсягів ДНАВ / НАВ. Терміни проектування, створення та експлуатації сховищ для різних класів РАВ варіюються від декількох десятків до більш ніж 100 років. У середньому тривалість життєвого циклу сховищ (з початкової стадії до завершення стадії активного контролю) складає: 100 років для ДНАВ; 300 - 500 років для НАВ і довгоіснуючих САВ [4].

Убезпечення захоронення РАВ у сховищах протягом необхідного часу досягається за рахунок використання багатобар'єрної системи, яка включає систему інженерних бар'єрів (СІБ) та природні бар'єри. Основною функцією СІБ є запобігання виходу радіонуклідів у навколишнє середовище за будь-яких ймовірних подій. У сховищах комплексу «Вектор» для запобігання потенційному радіаційному впливу внаслідок контакту РАВ із ґрунтовими водами передбачено використання СІБ, важливою складовою якої є підстилаючий екран, що включає сорбційний шар з бентонітом. Необхідність захоронення значних обсягів РАВ обумовлює потребу у спорудженні великої кількості сховищ, розміщених на значній площі, і, відповідно, потребу у великих об'ємах матеріалів для СІБ. Таким чином, вибір матеріалів для СІБ базується на використанні дешевих природних глин або модифікованих доступними реагентами для модифікації, які не потребують складного технологічного обладнання. Одним із найперспективніших родовищ бентонітових глин, що можуть використовуватись як основний компонент підстилаючих екранів сховищ РАВ, слід вважати Черкаське родовище бентонітових і палигорськітових глин, яке є найбільшим в Україні (близько 80% усіх балансових запасів бентонітів країни) і одним із найбільших у Європі [5, 6, 7].

Мета роботи

Обґрунтування доцільності використання природного та промислово-модифікованого содою бентоніту Черкаського родовища як підстилаючого бар'єру (екрану) сховищ для безпечного зберігання та захоронення радіоактивних відходів.

Методи дослідження

У роботі використано наступні методи досліджень: петрографічний аналіз зразків природної і модифікованої (Na-форма, ПБА) бентонітової глини Черкаського родовища; петрографічний аналіз; рентгенівська порошкова дифрактометрія (дифрактометр Shimadzu XRD-6000); скануюча електронна мікроскопія та рентгеноспектральний електронно-зондовий аналіз (електронний мікроскоп Oxford JSM-6490LV); інфрачервона спектроскопія (ІЧспектрометр VERTEX 70); диференціально-термічний аналіз (ДТА-аналізатор NETZSCH STA449F1); методи γ -спектрометрії (γ -спектрометр ОП «ОПИТ» АТОЛЛ-1М) та β -спектрометрії (β -спектрометр АтомКомплексПрилад СЕБ01/70).

Природний та Na-модифікований бентоніт Черкаського родовища

Черкаське родовище складається з декількох ділянок (Дашуківська, Босівська, Ріпкинська). Основний видобуток ведеться на Дашуківській ділянці (Рис. 1а). Дашуківську ділянку детально розвідано вертикальними свердловинами середньою глибиною 43 м. Серед шарів ділянки найбільшу зацікавленість викликає ІІ шар з істотно переважаючим вмістом смектитового (монтморилонітового) компонента. Переважаючими фракціями бентоніту Дашуківської ділянки (ІІ шар) є крупнопелітові і тонкопелітові колоїдальні частинки розміром 0,005 - 0,001 мм (78,3 - 83,1%). На мікрофотографіях бентонітів виділяються щільні мікроагрегати різної конфігурації, часто з чіткими контурами (Рис. 1б, 1с), а також контури окремих тонкодисперсних лускуватих частинок, інколи подовженої жолобоподібної форми, які пов'язані з кристалохімічними особливостями монтморилоніту. Середній розмір первинних частинок не перевищує 30 нм (за результатами просвічуючої електронної мікроскопії), і такі морфологічні форми є характерними для переважної більшості бентонітів, які мають високу колоїдальність.

Характеризація бентонітів

Хімічний і мінеральний склад

Аналіз хімічного і мінерального складу глин Дашуківської ділянки (ІІ шар) виконувався у різних лабораторіях і на різних зразках, тому відповідні дані можуть відрізнятися. Спостерігаються такі коливання хімічного складу (у мас. %): SiO_2 – 50 - 60; Al_2O_3 – 14 - 19,5; Fe_2O_3 + FeO – 2,4 - 7 і більше; MgO – 1,7 - 2,6; CaO – 1,3 - 3,0; H_2O – 10 - 14. Крім того, присутні K_2O і Na_2O , іноді сірка (SO_3^{2-}) і вуглець (переважно у вигляді CO_3^{2-}).

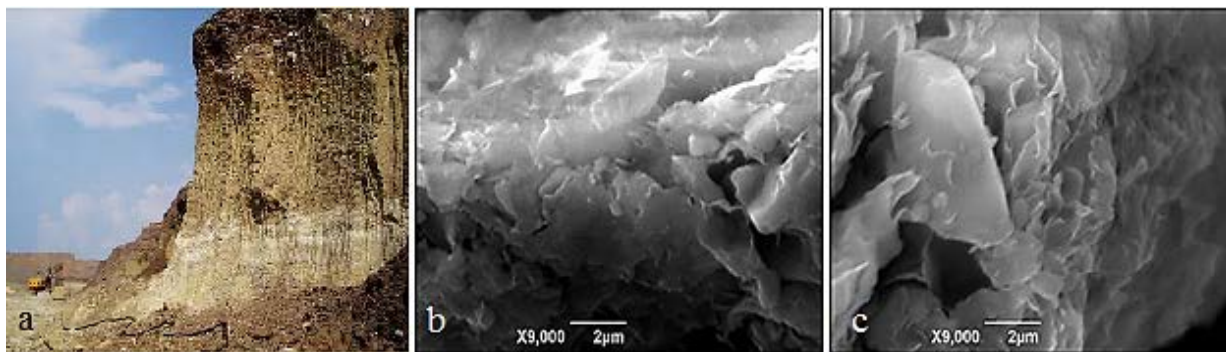


Рис. 1. (а) – кар’єр бентонітових та палигорськітових глин теригенно-седиментаційного Черкаського родовища. СЕМ-зображення Дашуківського бентоніту (ІІ шар): (b) – природний стан; (c) – модифікований содою бентоніт (ПБА-20) [7]
Fig. 1. (a) – bentonite and palygorskite clays quarry of the terrigenous-sedimentary Cherkas’ke deposit. SEM-images of Dashukivs’kyi bentonite (II layer): (b) – natural state; (c) – sodium modified bentonite (PBA-20) [7]

Вміст важких, а також низки токсичних елементів, не перевищує кларкових значень для осадових порід, що вказує на можливість використання природних та модифікованих бентонітів Черкаського родовища як складової СІБ сховищ РАВ.

За мінеральним складом природна бентонітова глина Черкаського родовища представлена переважно Са-монтморилонітом і високодисперсним кварцом [5]. Із глибиною ІІ шару (7,4 м) Са-монтморилоніт значно переважає, а вміст кварцу є досить значним (30 - 35 мас. %) у верхній частині шару (3,0 - 5,8 м), а з глибиною (6,5 і 7,4 м) зменшується (до 20 - 25 мас. %). Вміст карбонатів відносно низький (3 - 5 мас. %). У складі обмінного комплексу монтморилоніту, що є породоутворюючим мінералом (до 70 мас. %) бентонітів Черкаського родовища, у міжпакетному просторі наявні катіони Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} і частково Fe^{2+} , а також, можливо, Al^{3+} (Табл. 1). За енергією вилучення з міжпакетного простору вони можуть бути розміщені в наступний ряд: $\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{Al} > \text{Fe}$ [8]. Тому зменшення концентрації К, Mg, Al та Fe у модифікованому содою бентоніті

Черкаського родовища (марка ПБА-20) при обробці содою природного бентоніту можна пояснити саме їхньою енергією виходу з міжпакетного простору. Незначне збільшення вмісту Са в складі бентонітової глини, ймовірно, пов’язане з утворенням кальциту при модифікації бентоніту харчовою содою (NaHCO_3). Для підтвердження останнього необхідні комплексні дослідження балансу елементів природного і модифікованого содою бентонітів.

Розрахована кристалохімічна формула природного бентоніту за усередненими даними хімічних аналізів описується у вигляді:
 $(\text{Al}_{1,21}\text{Fe}^{3+}_{0,49}\text{Mg}_{0,30})[\text{Al}_{0,18}\text{Si}_{3,82}\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + (\text{Ca}_{0,17}\text{Na}_{0,03})$,
содового бентоніту (ПБА-20) –
 $(\text{Al}_{1,21}\text{Fe}^{3+}_{0,49}\text{Mg}_{0,30})[\text{Al}_{0,18}\text{Si}_{3,82}\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + (\text{Na}_{0,15})$ [5].

Дані хімічного аналізу Дашуківського бентоніту (ІІ шар) Черкаського родовища, сумарні обмінні ємності катіонів, величини зарядів октаедричних, тетраедричних шарів і сумарний міжшаровий заряд дозволяють стверджувати, що глинистий мінерал ІІ шару Дашуківського бентоніту за класифікацією [9] є Al-Fe-монтморилонітом [5] (Табл. 2).

Таблиця 1. Хімічний склад бентонітів, оксиди (дані енерго-дисперсійної спектроскопії)
Table 1. Chemical composition of bentonites, oxides (energy dispersive spectroscopy data)

Зразок	Оксид (усереднений)									
	мас. % в речовині	Na_2O	MgO	Al_2O_3	SiO_2	K_2O	CaO	TiO_2	$\text{FeO}+\text{Fe}_2\text{O}_3$	MnO
Природний бентоніт		0,27	2,42	19,45	68,02	0,18	1,45	1,35	6,86	-
Намодифікований бентоніт (ПБА-20)		8,89	1,61	16,51	66,17	-	2,27	-	4,21	0,33

Таблиця 2. Величини зарядів октаедричних та тетраедричних шарів (Z) та загальний міжшаровий заряд (ΣZ) бентонітів Дашуківської ділянки (ІІ шар) Черкаського родовища
Table 2. Charges values of octahedral and tetrahedral layer (Z) and total interlayer charge (ΣZ) of bentonite from the Dashukivs’ke site (II layer) of Cherkas’ke deposit

Загальна обмінна ємність		Z тетраедричний шар	Z октаедричний шар	ΣZ міжшаровий	Різновид смектиту
Теоретична	Експериментальна				
70	74	-0,179	-0,185	-0,364	Al-Fe-монтморилоніт

Рентгенофазові дослідження (РФА)

Інтенсивні відбитки (Рис. 2а), що реєструються на дифрактограмах зразків природного бентоніту ($d < 0,005$ мм) з міжплощинною відстанню d_{001} 1,55 нм свідчать про входження двох молекулярних шарів води в міжпакетний простір монтморилоніту, а серія базальних рефлексів 0,449; 0,255; 0,170 нм є характерною для шаруватих алюмосилікатів зі структурою типу 2:1 [7]. Дифракційний відбиток (060), який дорівнює 0,150 нм, вказує на належність

глинистого мінералу до діоктаедричної серії. Вузькі та інтенсивні лінії з міжплощинними відстанями 0,335; 0,228; 0,213; 0,198; 0,182, 0,167; 0,154 нм відносяться до кварцу.

Перший дифракційний відбиток бентоніту ПБА-20 зміщується до 1,368 нм (Рис. 2б). На дифрактограмі зразка спостерігається серія базальних відбитків монтморилоніту – 0,449; 0,246; 0,146 нм.

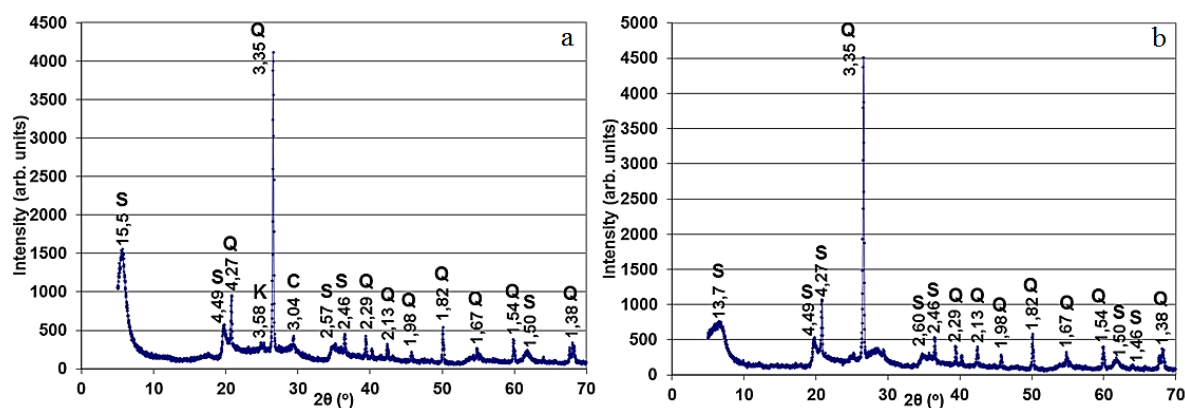


Рис. 2. Дифрактограми бентонітових глин Дашуківської ділянки Черкаського родовища (II шар): (а) – природний стан; (б) – Na-модифікований бентоніт (ПБА-20). S – Сmekтит, K – Каолініт, Q – Кварц, C – Кальцит

Fig. 2. Diffractograms of bentonite clays from the Dashukiv'ske site of Cherkasy deposit (II layer): (a) – natural state; (b) – Na-modified bentonite (PBA-20). S – Smectite, K – Kaolinite, Q – Quartz, C – Calcite

Згідно з усередненими даними кількісного (за інтенсивностями дифракційних відбитків) і якісного РФА за картотекою ASTM [10], основним породоутворюючим мінералом бентонітової породи Дашуківської ділянки (II шар) Черкаського родовища є монтморилоніт (# 00-012-0204, 00-003-0009), вміст якого наближається до 75 ± 3 мас. %. Супутній мінерал – кварц (# 01-089-8937), його вміст близько 20 - 25%. У зразках породи присутні кальцит (# 0186-2340) – 3 - 5%, виявлено також сліди каолініту (# 01-86-6538) – 3 - 5%.

Інфрачервона (ІЧ) спектроскопія

У спектрах досліджуваних бентонітів ідентифіковано всі найбільш характерні смуги поглинання (спектрометр VERTEX 70). Інфрачервоні спектри бентонітів у діапазоні $4000 - 400$ cm^{-1} є типовими для діоктаедричних Al-сmekтитів [11].

Поглинання при 411 і 610 cm^{-1} у спектрі природного бентоніту ($d < 0,005$ мм) відповідає коливанням зв'язків Si-O-Al (Fe) і заміщенню Si на Al і Fe у тетраедричній позиції монтморилоніту (Рис. 3, Табл. 3). Інтенсивна смуга поглинання з максимумом при 911 cm^{-1} відповідає деформаційним коливанням зв'язків у тетраедрах SiO_4 тетраедричних шарів

структури монтморилоніту і пов'язана з коливанням зв'язків Al-OH і Fe-OH і зниженням симетрії тетраедрів у результаті гетеровалентних заміщень $\text{Al}^{3+}(\text{Fe}^{3+}) \rightarrow \text{Si}^{4+}$. Інтенсивне поглинання при 1655 cm^{-1} є типовим для деформаційних коливань молекул води і відповідає присутності двовалентних обмінних катіонів у кристалохімічній формулі монтморилоніту.

Інтенсивне вузьке коливання при 3619 cm^{-1} з максимумом при 3391 cm^{-1} у широкому діапазоні $3300 - 3700$ cm^{-1} належить до валентних коливань зв'язку OH і є результатом накладання індивідуальних смуг поглинання, що відповідають коливанням Al-OH-Al і Al-OH-Mg, а також коливанням Mg-OH-Fe, Al-OH-Fe, Fe-OH-Fe, які пов'язані з ізоморфними заміщеннями в октаедрах монтморилоніту. Зразки природного бентоніту також містять кварц (смуги поглинання $691, 778$ і 796 cm^{-1}).

ІЧ-спектр Na-форми бентоніту (ПБА-20) практично тотожний природному зразку, спостерігається тільки незначне зміщення смуг, що, вірогідно, пов'язане з відмінністю будови водного шару у міжшаровому просторі зразків (природний бентоніт має подвійний водний шар, Na-форма – одинарний).

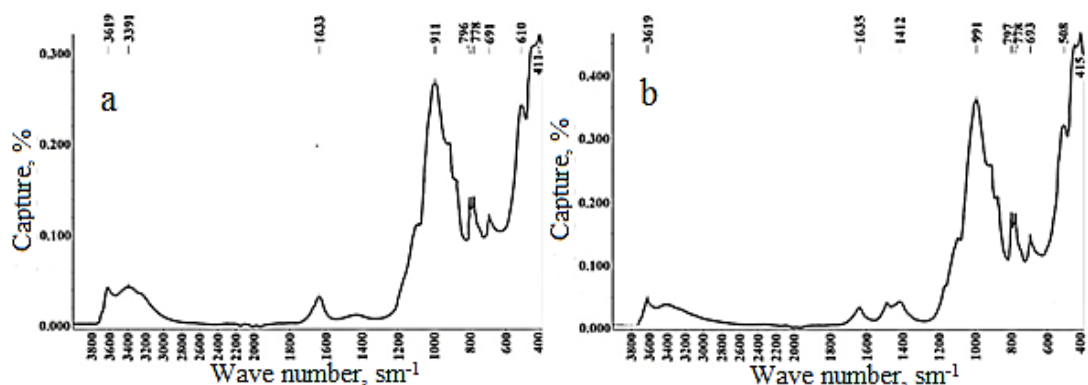


Рис. 3. Інфрачервоні (ІЧ) спектри бентонітів Дашуківської ділянки Черкаського родовища (II шар): (a) – природний стан; (b) – Na-модифікований бентоніт (ПБА-20)

Fig. 3. Infrared (IR) spectra of bentonite from the Dashukivs'ke site of Cherkas'ke deposit (II layer): (a) – natural, (b) – Namodified (PBA-20)

Таблиця 3. Максимуми ІЧ-поглинання (cm^{-1}) зразками глини

Table 3. IR absorption maxima (cm^{-1}) of clay samples

Зразок	Інтервал, cm^{-1}	Максимуми смуг поглинання, cm^{-1}	Характеристика смуг
Природний бентоніт Дашуківської ділянки Черкаського родовища	400 - 700	411 сильний 610 слабкий	диф. коливання зв'язків Si-O; Si-O-Al (Fe) в тетрадрах
	700 - 850	691 слабкий 778 слабкий 796 слабкий	кварц і диф. коливання зв'язків Al-OH
	850 - 1500	911 сильний	диф. коливання зв'язків Al-OH і Fe-OH в тетрадрах і валентні коливання зв'язків SiOSi
	1500 - 1800	1633 середній	диф. коливання зв'язків H-O-H
	3200 - 3500	3391 середній 3619 середній	валентні коливання зв'язків H-O-H
Na-модифікований бентоніт Дашуківської ділянки Черкаського родовища	400 - 700	415 сильний 508 слабкий	диф. коливання зв'язків Si-O; Si-O-Al (Fe) в тетрадрах
	700 - 850	693 слабкий 778 слабкий 797 слабкий	кварц і диф. коливання зв'язків Al-OH
	850 - 1500	991 сильний 1412 середній	диф. коливання зв'язків Al-OH і Fe-OH в тетрадрах і валентні коливання зв'язків SiO Si
	1500 - 1800	1635 середній	диф. коливання зв'язків H-O-H
	3200 - 3500	3619 середній	валентні коливання зв'язків H-O-H

Диференціально-термічний аналіз (ДТА)

На ДТА-кривих бентонітової породи і ПБА-20 ($d < 0,005$ мм) спостерігаються три ендотермічні ефекти: в інтервалі температур 80 - 950 °C з максимумами за 100 - 110, 480 - 510 і 690 - 720 °C (аналізатор NETZSCH STA449F1), характерні для глини монтморилонітового складу (Рис 4, Табл. 4). Перший великий ендоефект обумовлений виділенням основної кількості адсорбованої води.

Кількість цієї води, що переважно є міжшаровою водою, яка знаходиться між силікатними шарами, залежить від природи адсорбованих іонів і попередньої обробки зразка (характеру висушування, відносної вологості та ін.). Криві зневоднення мають

S-подібну форму та не мають чіткого зламу між температурою втрати останньої міжшарової води і температурою, що відповідає початку втрати води, яка входить до ґратки гідроксилу. За точку перелому можна прийняти температуру 300 - 320 °C. Загалом із повітряно-сухих зразків монтморилоніту на цій стадії видаляється волога, що складає до 5 - 9% маси мінералу. Втрата міжшарової води супроводжується зменшенням розмірів комірки уздовж осі «С» до 0,94 нм, зміною параметрів «а» і «b» кристалічної ґратки, причому точне значення параметра «с» залежить від розміру міжшарових іонів.

Два ендотермічних ефекти, з максимумами за 480 - 510 і 690 - 720 °C, відповідають видаленню

конституційної води і руйнуванню кристалічної ґратки глинистого мінералу, а зневоднення практично закінчується за 800 °С. Вони характеризують термічну стійкість мінералу і залежать від співвідношення Al, Fe та Mg в октаедричних шарах ґратки. Ізоморфне заміщення алюмінію залізом

сприяє зниженню температури максимуму цього ефекту, а алюмінію магнієм – підвищенню. У ПБА-20 зразків ці два максимуми мають вищі значення, ніж у природного зразка завдяки зменшеному вмісту Mg і Fe у мінералі.

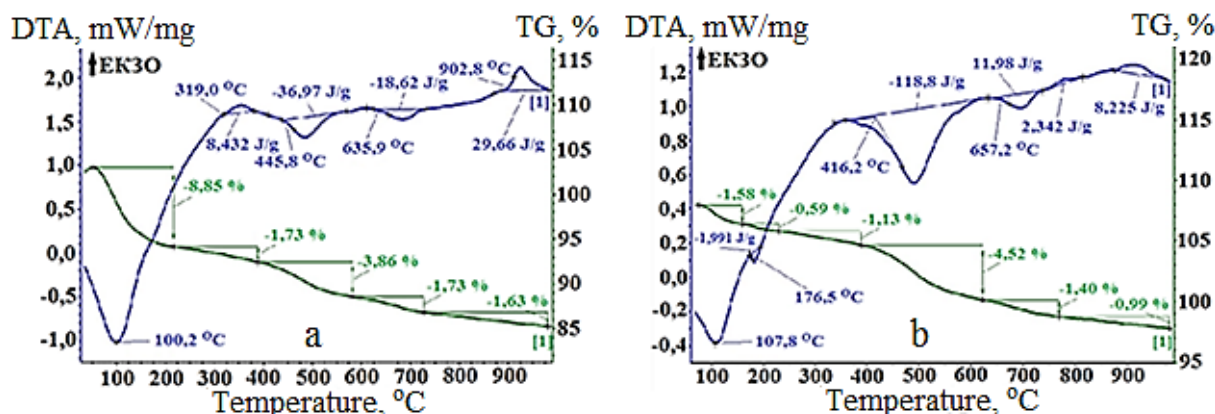


Рис.4. Диференційно-термічний аналіз (ДТА) бентонітів Дашуківської ділянки Черкаського родовища (II шар): (а) – природний стан; (б) – Na-модифікований бентоніт (ПБА-20)

Fig. 4. Differential-thermal analysis (DTA) of bentonite from the Dashukivs'ke site of Cherkas'ke deposit (II layer): (a) – natural, (b) – Namodified (PBA-20)

Таблиця 4. Результати термічного аналізу бентонітів Черкаського родовища (Дашуківська ділянка, II шар)

Table 4. Results of thermal analysis of bentonites from Cherkas'ke deposit (Dashukivs'ke site, II layer)

Зразок бентоніту	Температурний інтервал, °С	Максимальна температура, °С	Термічний ефект	Втрата ваги, %	Загальна втрата ваги
Природний	70 - 250	100,2		8,85	17,80
	250 - 720	480 690	-36,97 Дж/г -18,62 Дж/г	7,32	
	720 - 980	920	+29,66 Дж/г	1,63	
Na-модифікований (ПБА-20)	70 - 250	107,8 перехід 176,5	-1,99 Дж/г	2,17	10,21
	250 - 760	510 720	-118,8 Дж/г -11,98 Дж/г	7,05	
	600 - 960	920	+8,23 Дж/г	0,99	

Втрата гідроксильної води не починається і не закінчується раптово. Практично не спостерігається залежність характеру зневоднення від розміру частинок зразків. Цього слід було очікувати, оскільки зменшення розміру часток монтморилоніту – це, здебільшого, зменшення агрегатів, а не первинних складових, тобто розділення лусочок уздовж базальних площин, що найлегше розділяються, а не поперечні їх розломи.

Останній ендотермічний ефект виникає у зв'язку з втратою гідроксильної води, зв'язаної з магнієм, що знаходиться в октаедричній координації, а не внаслідок руйнування ґратки. Близько 1,5 - 1,0% води зберігається за температури, вище якої відбувається втрата основної маси гідроксильної води (від 500 до 800 °С). Цей ендотермічний ефект переходить у слабкий екзотермічний із максимумом за 910 - 920 °С,

що обумовлено утворенням нових фаз – муліту у вигляді дрібних голчатих кристалів, розмір яких збільшується з підвищенням температури або шпінелі, кристобаліту і польового шпату, утворення яких залежить від кристалохімічних особливостей монтморилонітів.

Для зразків ПБА-20 в інтервалі температур 100 - 200 °С спостерігається ступінчасте видалення (максимум за 107,8 °С і невеликий перегин за 176,5 °С) адсорбованої води з подальшим відщепленням гідроксильних груп глинистого мінералу. Для ПБА-20 ці два максимуми мають вищі значення, ніж у природних зразків, що вказує на більшу його термічну стійкість порівняно з природним бентонітом. Загальна втрата маси зразків складає близько 17,8 і 10,31% для бентонітової породи і ПБА-20 відповідно.

Особливості сорбції ^{90}Sr і ^{137}Cs з водних розчинів бентонітовими глинами

Сорбційні властивості бентонітових глин щодо радіонуклідів є однією з головних характеристик забезпечення захоронення РАВ. Механізм адсорбції можна пояснити специфікою будови і неоднорідністю поверхні монтморилоніту, насамперед пов'язаної з наявністю адсорбційних центрів різної природи – обмінних катіонів, атомів кисню і гідроксильних груп на базальних гранях глинистих частинок, координаційно ненасичених іонів Mg^{2+} , Al^{3+} , Si^{4+} , а також обмінних катіонів і гідроксильних груп на бокових гранях і ребрах кристалів. Механізм адсорбції пояснюється утворенням водневих зв'язків радіонуклідів з активними позитивно зарядженими комплексами монтморилонітових частинок, а селективність (вибірковість) і ефективність адсорбції бентонітів пояснюється наявністю мікро-, мезо- і макропор.

Для бентонітових глин іонний обмін у міжшаровому просторі монтморилоніту є домінуючим механізмом поглинання радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr і складає близько 80 - 85% від загальної сорбції [12]. У відповідності до міжнародної

класифікації, розташовані у міжшаровому просторі й області розширених країв центри сорбції позначаються FES (Frayed Edge Sites) [13]. За результатами рентгеноструктурного аналізу [14], механізмом селективної сорбції ^{137}Cs , який може відносно легко втрачати гідратну оболонку, є іонний обмін Cs^+ на одновалентні катіони на селективних по відношенню до цезію сорбційних центрах FES з утворенням фіксованих форм. Доступ до цих центрів великих гідратованих катіонів типу Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} стерично обмежений. Встановлено [15], що FES є надзвичайно високоселективними щодо Cs^+ порівняно з іншими однозарядними катіонами. Водночас для іонів Cs^+ показано значний внесок неселективних сорбційних центрів (15 - 20%) на базальній поверхні RES (Regular Exchange Sites) за рахунок утворення зв'язків Cs-O тетраедричної сітки монтморилоніту, які втрачають спроможність до десорбції навіть за високої концентрації цезію в розчині (Рис. 5) [16]. Для іонів із високою енергією гідратації (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+}) характерна сорбція на RES з утворенням іонообмінних форм.

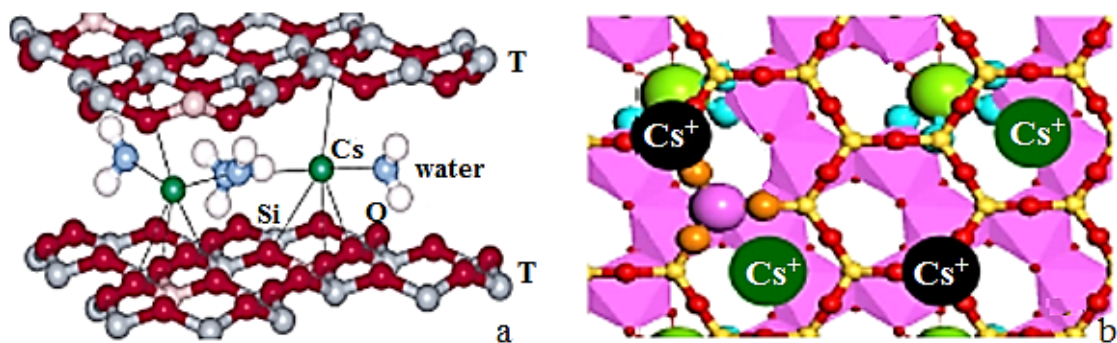


Рис. 5. Схематичне зображення сорбції Cs^+ в міжшаровий простір (а) та на поверхні бентоніту (b)
Fig. 5. Schematic image of Cs^+ sorption in the interlayer space (a) and on the surface of bentonite (b)

Найбільшу іонообмінну ємність, яка прямо пропорційна здатності монтморилоніту до внутрішньокристалічного розбухання за присутності водних розчинів, має бентоніт ПБА-20. Меншою мірою вона проявляється у природному бентоніті. Поглинання ^{137}Cs і ^{90}Sr у діапазоні $\text{pH} = 3 - 10$ практично залишається незмінним або незначно збільшується на 2 - 3% із підвищенням pH , що також побічно вказує на іонообмінний механізм сорбції цих радіонуклідів у міжшаровому просторі.

Сорбція радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr залежить від присутності макроконцентрацій конкуруючих катіонів у водному розчині, від іонної сили у всьому діапазоні значень pH . Встановлено наступний ряд впливу конкуруючих катіонів на сорбцію Cs^+ і Sr^{2+} ґрунтово-поглинальним комплексом: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [17].

Специфічність і ємність бентонітових глин стосовно Cs і Sr визначається не тільки вмістом у них обмінних катіонів, які розміщуються в порожнинах кристалічної ґратки у гідратному оточенні, їх розмірами і співвідношенням, селективністю обмінних центрів, але й особливостями макро- і мікроструктури [18]. Селективність обмінних центрів алюмосилікатного каркасу (обмінні іони Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) обумовлена стеричними факторами: розміром гідратованих катіонів цезію і стронцію (Табл. 5) і діаметром макро- і мікропор.

Порівнюючи результати сорбції / десорбції, слід враховувати здатність лужноземельного бентоніту ПБА-20 до самодиспергування (зменшення розмірів частинок і значним збільшенням їх числа в одиниці об'єму), яке призводить до збільшення питомої поверхні і селективності обмінних центрів.

Таблиця 5. Радіуси гідратованих іонів лужних та лужноземельних металів [19]**Table 5.** Radiuses of hydrated ions of alkali and alkali-earth metals [19]

Іон	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cs ⁺	Sr ²⁺
Радіус, нм	0,33	0,27	0,44	0,42	0,23	0,42

Одним із методів оцінки сорбційних властивостей бентонітових глин відносно радіонуклідів є визначення їхніх фізико-хімічних форм, які надають важливу інформацію щодо міцності їх поглинання і повинні враховуватись під час оцінки безпеки сховища РАВ, оскільки нерозчинна форма залишається в незмінному вигляді і не бере участі у процесах міграції, а більший ореол забруднення геологічного середовища прямо пропорційний частці обмінної форми [20].

Для визначення фізико-хімічних форм фіксації ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs нами використовувався метод послідовного вилуговування. У кожному фільтраті було визначено ступінь десорбції досліджуваних радіонуклідів, шляхом вимірювання їх залишкової концентрації (активності).

Інтенсивність десорбції залежить від ступеня окристалізованості, наявності порушень у впорядкованості шарів і інших дефектів у структурі монтморилоніту. Так, погана окристалізованість і дефектність структури призводить не лише до значної десорбції поглинених елементів-адсорбатів (радіонуклідів) під час промивання водою, але й до можливого руйнування його кристалічної структури при насиченні адсорбатами [21].

Під час сорбції радіонуклідів кінетичні криві сорбції для зразків природної і модифікованої лужноземельної бентонітової глини мають складний характер. Час досягнення рівноваги і перерозподіл форм сорбції для ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr відрізняється. Для ⁹⁰Sr рівновага встановлюється через 5 - 6 діб, а для ¹³⁷Cs значно швидше – приблизно за дві доби.

Ступінь сорбції (S) ⁹⁰Sr у водних розчинах на модифікованій лужноземельній бентонітовій глині за рівноважних умов перевищує 85%. Для природних зразків цей показник нижчий на 5 - 10%. Сорбційна здатність модифікованої форми бентонітової глини стосовно ¹³⁷Cs складає близько 75 - 80% від початкової активності. Для природних зразків вона на 5 - 10% нижча. Десорбція поглиненого Cs із природного бентоніту у воді знаходиться в межах 20 - 30%, а для Sr – 4 - 5%. Міцніша фіксація Sr і Cs спостерігається для Дашуківського модифікованого бентоніту (десорбція 2,5 - 3 і 15% відповідно для Sr і Cs), що, можливо, визначається більшою дисперсністю цієї глини і збагаченістю обмінного комплексу монтморилоніту іонами Na⁺ за рахунок промислової обробки. Зі збільшенням часу контакту з водним розчином, частка радіонуклідів, які

знаходяться в нерухомій формі зростає, особливо для Cs. Тобто, зі збільшенням часу взаємодії фаз, відбувається перерозподіл рухомих (обмінних) і нерухомих (необмінних) форм радіонуклідів, і частка останніх збільшується. В лужноземельному бентоніті відбувається часткове заміщення Na катіонів Ca і Mg у міжшаровому просторі природного бентоніту, і, як наслідок, зменшення розмірів частинок і збільшення питомої поверхні, що призводить до збільшення сорбції радіонуклідів.

Як зазначено раніше, на ступінь сорбції Sr і Cs впливають конкуруючі в розчині катіони і іонна сила розчину (мінералізація). Зі збільшенням останньої, ступінь сорбції зменшується. Зокрема, в роботі [7] показано, що за мінералізації розчину 17,6 г/дм³ модельних розчинів трапних вод атомних електростанцій (АЕС) ступінь сорбції ⁹⁰Sr на натрієвій формі Дашуківського бентоніту за рівноважних умов складає близько 80%, а стосовно ¹³⁷Cs – близько 70% від початкової активності. Необмінне поглинання модифікованої форми знаходиться в межах 45 - 50% для ¹³⁷Cs і 38 - 40% для ⁹⁰Sr від його загальної сорбції. Проте слід мати на увазі, що перешкодою для широкого використання бентоніту в технологіях водоочищення є його здатність диспергуватись у водному середовищі з утворенням стійких зависей, у результаті чого, після проведення сорбції, виникають труднощі з розділенням рідкої та твердої фаз.

Для ЧЗВ, за узагальненими даними складу ґрунтових вод, загальна мінералізація є досить низькою і складає у середньому 0,136 г/дм³ [22]. Тому варто очікувати високих значень ступенів сорбції радіонуклідів на бентонітах у разі їх застосування під час створення поверхневих / приповерхневих сховищ у ЧЗВ. Для підтвердження або спростування такого очікування нами проведено дослідження ступеня сорбції ¹³⁷Cs з модельних розчинів ґрунтових вод ЧЗВ природним і модифікованим (ПБА-20) бентонітами Черкаського родовища (Дашуківська ділянка, II шар).

Склад модельного розчину вод ЧЗВ був наступним: Na₂SO₄ – 31,6 мг/дм³; CaCl₂ – 44,4 мг/дм³; KNO₃ – 8,5 мг/дм³; Fe₂SO₄·7H₂O – 5 мг/дм³; MgCl₂·6H₂O – 40,2 мг/дм³; NaHCO₃ – 94 мг/дм³; загальна мінералізація розчину складала 0,200 г/дм³. Також до модельного розчину додавали мітку радіоактивного ізотопу ¹³⁷Cs, питома активність якого становила 5,84 × 10⁴ Бк/дм³ (± 2 - 3%). Співвідношення сорбент : розчин становило 1 : 100. Крім того, досліджено залежність ступеня сорбції від

початкових значень рН розчину (6,5; 9; 11), виходячи з припущення, що під час деградації цементно-бетонних бар'єрів сховищ НАВ та САВ відбувається збільшення значень рН контактних розчинів. Рівновага у системі розчин-сорбент практично встановлюється за 14 год, ступінь сорбції для модифікованого бентоніту ПБА-20 складає 93%, для природного бентоніту – на 10% менше. Збільшення рН розчину призводить до незначного збільшення

ступеня сорбції (на декілька відсотків), про це ж свідчить аналіз коефіцієнтів розподілу (K_d), а також про те, що превалюючим механізмом сорбції з модельних вод ЧЗВ є іонний обмін (Табл. 6).

Присутність конкуруючих катіонів у ґрунтових водах майданчиків розташування сховищ РАВ ЧЗВ і збільшення їхньої концентрації знижує сорбційну здатність глинистої компоненти підстиляючого екрану сховища.

Таблиця 6. Результати сорбції / десорбції ^{137}Cs природним та лужно-модифікованим бентонітом Черкаського родовища з модельного розчину підземних вод Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) за різних значень рН

Table 6. Results of sorption / desorption of ^{137}Cs radionuclide by natural and alkaline-modified Cherkas'ke deposit bentonite from simulated groundwater of Chernobyl Exclusion Zone (CEZ) at different pH

Сорбція			Водорозчинна форма	Іонообмінна форма	Фіксована форма	Kd _{заг.} , мл/г	Kd _{іон.} , мл/г	Kd _{фікс.} , мл/г
Вихідний рН розчину	Кінцевий рН розчину	Ступінь сорбції ¹³⁷ Cs (S), %	Десорбція дистильованою водою, %	Десорбція ацетатно-амонійним буфером, %	Не десорбований залишок, %			
Природний бентоніт								
6,5	7,5	82,95	7,89	60,25	14,81	4,86·10 ²	4,86·10 ²	4,86·10 ²
9,0	7,7	83,77	6,34	61,77	15,66	3,53·10 ²	3,53·10 ²	3,53·10 ²
11,0	8,9	86,16	5,11	63,73	17,32	0,87·10 ²	0,87·10 ²	0,87·10 ²
На-модифікований бентоніт								
6,5	8,9	91,30	5,07	51,17	35,06	1,05·10 ³	1,05·10 ³	1,05·10 ³
9,0	8,95	92,12	4,31	55,98	31,83	5,88·10 ²	5,88·10 ²	5,88·10 ²
11,0	10,05	93,37	3,27	59,94	30,16	4,08·10 ²	4,08·10 ²	4,08·10 ²

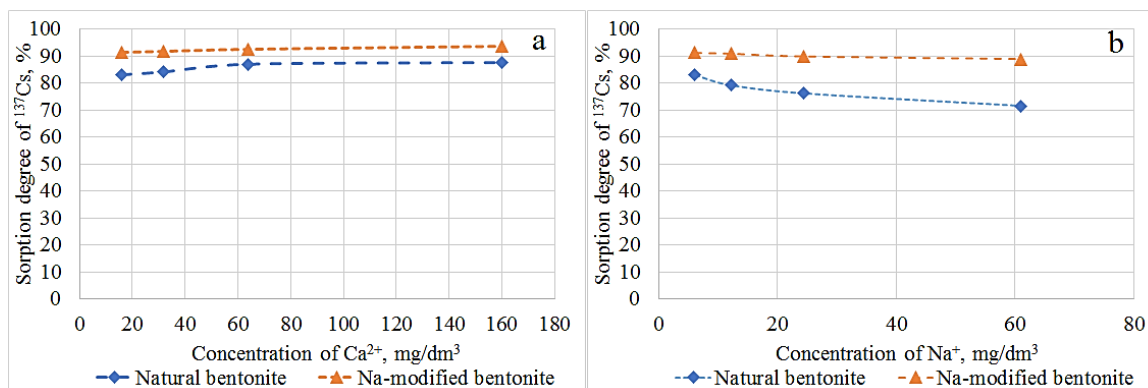


Рис. 6. Залежність ступеню сорбції ^{137}Cs від концентрації іонів Ca^{2+} (а) та Na^{+} (б) (рН розчину – 6,5; час сорбції – 24 години)
Fig. 6. Dependence of the sorption degree of ^{137}Cs on the concentration of Ca^{2+} (a) and Na^{+} (b) ions (pH of solution – 6,5; time of sorption – 24 hours).

Зі збільшенням іонної сили (мінералізації) розчину внаслідок збільшення концентрації іонів Ca^{2+} у 10 разів у модельному розчині ступінь сорбції ^{137}Cs практично не змінюється (Рис. 6), у той час як збільшення концентрації іонів Na^{+} у 2 рази зменшує цей показник на 6 - 7%, що пояснюється хімічною аналогією Cs і конкуруючих катіонів (K^{+} , Na^{+}).

Слід мати на увазі процеси іонного обміну натрію на кальцій, які з часом відбуватимуться в На-модифікованому бентоніті (ПБА-20), і перетворення його з часом у Са-форму, наближену до природного бентоніту [23].

Переваги використання природних бентонітів для спорудження бар'єрів сховищ пов'язані також зі

стабільністю їх властивостей із плином часу та можливістю прогнозування потенційної зміни протифільтраційних і протиміграційних властивостей в умовах експлуатації підстиляючих бар'єрів, про що свідчать археологічні знахідки. З одного боку, однозначно встановлено руйнування залізобетонних будівель, спричинене карбонізацією з кількома типами розчину й лужними рН [24], з іншого – у бентоніті буде відбуватись лише новоутворення мінералів групи монтморилоніту (сапоніт – триоктаедричний смектит) і кліноптилоліту:

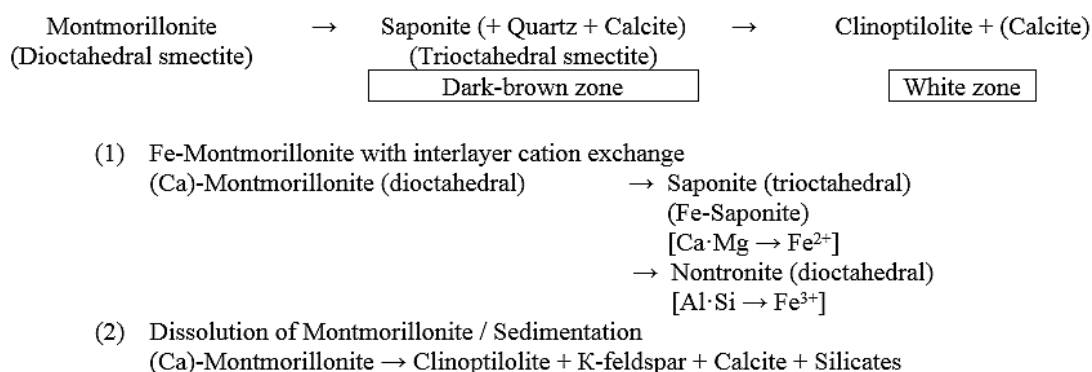


Рис. 7. Еволюція монтморилоніту під впливом лужних природних вод у природному аналізі (шахта Бігбіга на Філіппінах) [25]

Водночас фронт реакції бентоніту обмежиться кількома міліметрами [25] і сприятиме підвищенню сорбційних властивостей бентонітів в умовах експлуатації сховища РАВ. Стабільність бентоніту підтверджується результатами термодинамічного моделювання [21], за якими було проведено оцінку впливу властивостей бентонітів на стійкість бар'єрів сховищ РАВ і встановлено, що принаймні впродовж 500 років експлуатації бар'єрів, що складаються з бентонітових глин, мінеральний склад і властивості бентонітів суттєво не зміняться.

Висновки

1. Бентонітові глини Черкаського родовища (Дашуківська ділянка, II шар) мають високу сорбційну здатність щодо ^{90}Sr і ^{137}Cs ;
2. Модифікований содою бентоніт ефективніше, ніж природний, сорбує ^{90}Sr і ^{137}Cs , при цьому ^{90}Sr на обох різновидах сорбується в більшій кількості, ніж ^{137}Cs , що вказує на вплив заряду та розміру катіону на ефективність зв'язування.
3. На обох різновидах бентоніту – природному і модифікованому – зі збільшенням часу їх взаємодії з водним розчином відбувається перерозподіл рухомої (обмінної) і нерухомої (необмінної) форм ^{90}Sr і ^{137}Cs , і частка останньої, яка не бере участі у процесах міграції, збільшується.
4. Проведений комплексний аналіз бентонітових глин Черкаського родовища з урахуванням великих промислових запасів та можливості поліпшення їхніх техніко-економічних показників дозволяє рекомендувати бентонітові глини Черкаського родовища як протиміграційний бар'єр при створенні I та II черги поверхневих / приповерхневих сховищ для захоронення РАВ на комплексі виробництв «Вектор».

[https://one.oecd.org/document/NEA/RWM/R\(2014\)2/en/pdf](https://one.oecd.org/document/NEA/RWM/R(2014)2/en/pdf)
(дата звернення 23.07.2021 р.).

5. Шабалін Б.Г., Лавриненко О.М., Косоруков П.О., Бугера С.П. Перспективи використання природних смектитових глин України для створення геологічного сховища радіоактивних відходів. *Мінерал. журнал*. 2018. Т. 40, № 4. С. 65-78.
6. Шабалін Б. Г. Перспективи застосування бентонітової сировини і матеріалів на її основі в атомній енергетиці України для підвищення екологічної безпеки під час поводження з радіоактивними відходами. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2019. № 1. С. 60–69.
7. Ярошенко К.К., Шабалін Б.Г., Колябіна І.І., Бондаренко Г.М. Кінетика сорбції ^{90}Sr і ^{137}Cs бентонітовими глинами Черкаського і Горбівського родовищ з модельних розчинів рідких радіоактивних відходів. Збірник наукових статей XV Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення” (9 – 13 вересня 2019 р. м. Харків, Україна). С. 309–314.
8. Грим Р. Минералогия и практическое использование глин. Москва : Мир, 1967. 512 с.
9. Дриц В.А., Косовская А.Г. Геохемическое поведение породообразующих октаэдрических смектитов. *Литология и полезные ископаемые*. 1980. №10. С. 3–23.
10. PDF-2. Powder diffraction file, 2003. Database.
11. Тарасевич Ю.И. Определение ИК спектров глинистых минералов и адсорбированных на них веществ. *Укр. Хим. Журн.* 1968. Т. 34, № 5. С. 439–446.
12. Okumura M., Kerisit S., Bourge I. C. et al. Radiocesium interaction with clay minerals: Theory and simulation advances Post-Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 189. pp. 135–145.
13. Essington M.E. Soil and Water Chemistry. New York: CRC Press, 2004. 534 p.
14. Осипов В.И., Соколов В.Н. Глины и их структурные свойства. Состав, строение и формирование свойств. Москва: ГЕОС, 2013. 576 с.
15. Коноплев А.В., Коноплева И.В. Определение характеристик равновесной селективной сорбции радиоцезия почвами и донными отложениями. *Геохимия*. 1999. № 2. С. 207–214.
16. Крупская В.В., Закусин С.В., Тюпина Е.А., Чернов М.С. Особенности сорбции цезия в бентонитовых барьерных системах при захоронении твердых радиоактивных отходов. *Горный журнал*. 2016. № 2. С. 81–87.
17. Санжарова Н.И., Сысоева А.А., Исамов Н.Н., Алексахин Р.М., Кузнецов В.К., Жигаева Т.Л. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению. *Российский химический журнал*. 2005. Т. 49, № 3. С. 26–34.
18. Тарасевич Ю.И. Строение и химия поверхности слоистых силикатов. Київ : Наукова думка, 1988. 248 с.
19. Эрдеи-Груз Т. Явления переноса в водных растворах. Москва : Мир, 1976. 592 с.
20. Давыдов Ю.П., Вороник Н.И., Шатило Н.Н., Давыдов Д.Ю. О формах нахождения радионуклидов в почвах, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. *Радиохимия*. 2002. Т. 44, № 3. С. 285–288.
21. Сабодина М. Н. Закономерности поведения радионуклидов при создании техногенно-геохимического барьера на основе глин : автореф. дис. ...канд. хим. наук : 02.00.14. Москва, 2008. 27 с.
22. Критерии приемки радиоактивных отходов на захоронение в специально оборудованном

приповерхностном хранилище твердых радиоактивных отходов (СОПХТРО). Первый этап эксплуатации СОПХТРО. Прием РАО от ЗПДРО и ЗПТРО ГСП ЧАЭС для захоронения в два симметричных отсека СОПХТРО. 2009 г.

23. Laine, H. and Karttunen, P. (2010), Long-term stability of bentonite – a literature review. Working Report 2010-53, Posiva Oy, Eurajoki, Finland, 132 p. Available from https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/43/066/43066643.pdf
24. Neff D., Elisabeth M.V., Hostis V. et al. Preservation of historical buildings: understanding of corrosion mechanisms of metallic rebars in concrete . Proceedings of “Metal 2007” ICOM-CC. Vol. 4. “Study and conservation of composite artefacts”. 2008. P. 30–35. Available from <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02119980/document>
25. 14th Natural Analogue Working Group Workshop (NAWG14) (2015), Abstract Book, Geological Survey of Finland, Olkiluoto, Finland, 169 p. Available from https://tupa.gtk.fi/julkaisu/opas/op_061.pdf

References

1. Verkhovna Rada of Ukraine (2019), Decree No. 208-IX of 17.10.2019: *Pro vnesennia zmin do deiakyykh zakonodavchykh orhaniv Ukrainy shchodo vdoskonalennia zakonodavstva z pytan' povodzhennia z radioaktyvnymy vidkhodamy*. Kyiv, UA.
2. Ministry of Health of Ukraine, Decree No. 54 of 02.02.2005: *Pro zatverdzhennia derzhavnykh sanitarnykh pravyl "Osnovni sanitarni pravyla zabezpechennia radiatsiynoyi bezpeky Ukrainy"*. Kyiv, UA. 167 p.
3. *On nuclear and radiation safety in ukraine for 2019 (2020)*. Report. SNRIU. Kyiv, UA. 71 p.
URL:https://snriu.gov.ua/storage/app/sites/1/docs/Annual%20Reports/Annual%20reports%20SNRIU/Annual_Report_2019_EN.pdf
4. Monitoring of geological disposal facilities. Technical and societal Aspects. NEA Report № NEA/RWM/R(2014)2. Paris, France. 72 p. URL: [https://one.oecd.org/document/NEA/RWM/R\(2014\)2/en/pdf](https://one.oecd.org/document/NEA/RWM/R(2014)2/en/pdf) (дата звернення 23.07.2021 р.).
5. Shabalin, B.G., Lavrynenko, O.M., Kosorukov, P.O., Buhera, S.P. (2018), *Mineral. Zhurnal*, Kyiv, UA, Vol. 40 No. 4, pp. 65–78.
6. Shabalin, B.G. (2019), *Ekolohichna bezpeka ta tekhnolohii zakhystu dovkillia*, Kyiv, UA, No. 1, pp. 60–69.
7. Yaroshenko K.K., Shabalin B.G., Koliabina I.L., Bondarenko G.M. (2019), *Proceedings of the XVth International Scientific and Practical Conference “Environmental safety and solutions”*, Kharkiv, UA, pp. 309–314.
8. Grim, R. (1967), *Mineralogiya i prakticheskoye ispolzovaniye glin*. Mir, Moscow, RF, 512 p.
9. Drits V.A., Kossovskaya A.G. (1980), *Litologiya i poleznyye iskopayemye*, Kyiv, UA, No.10, pp. 3–23.
10. PDF-2. Powder diffraction file, 2003, Database.
11. Tarasevych, Yu.I. (1968), *Ukr.Chim.Zhurn.*, Kyiv, UA, Vol. 34 No. 5, pp. 439–446.
12. Okumura, M., Kerisit, S., Bourge, I. C. et al. (2018), Radiocesium interaction with clay minerals: Theory and simulation advances Post-Fukushima, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 189, pp. 135–145.
13. Essington, M.E. (2004), *Soil and Water Chemistry*. CRC Press, New York, USA, 534 p.
14. Osipov, V.I., Sokolov, V.N. (2013), *Gliny i ikh strukturniye svoistva. Sostav, stroeniye i formirovaniye svoystv*. GEOS, Moscow, RF, 576 p.
15. Konopliev, A.V., Konoplieva, I.V. (1999), *Geokhimiya*, Moscow, RF, No. 2, pp. 207–214.

16. Krupskaya V.V., Zakusin S.V., Tyupina Ye.A., Chernov M.S. (2016), *Gornyy zhurnal*, St.Petersburg, RF, No. 2, pp. 81–87.
17. Sanzharova, N.I., Sysoyeva, A.A., Isamov, N.N. et. al. (2005), *Rossiyskiy khimicheskiy zhurnal*, Moscow, RF, Vol. 49 No. 3, pp. 26–34.
18. Tarasevych, Yu.I. (1988), *Stroyeniye i khimiya poverkhnosti sloistykh silikatov*. Nauk. Dumka, Kyiv, UA, 248 p.
19. Erdeyi-Gruz, T. (1976), *Yavleniya perenosa v vodnykh rastvorakh*. Mir, Moscow, RF, 592 p.
20. Davydov, Yu.P., Voronik, N.I., Shatylo, N.N., Davydov, D.Yu. (2002), *Radiokhimiya*, St.Petersburg, RF, Vol. 44 No. 3, pp. 285–288.
21. Sabodina, M.N. (2008), The thesis of dissertation for a Candidate's degree in Radiochemistry. Moscow, RF, 27 p.
22. *Kriterii priyemki radioaktivnykh otkhodov na zakhroneniye v spetsial'no oborudovannom pripoverkhnostnom khranilishche tverdykh radioaktivnykh otkhodov (SOPKHTRO)*. Pervyy etap ekspluatatsii SOPKHTRO. Priyem RAO ot ZPZHRO i ZPTRO GSP CHAES dlya zakhroneniya v dva simmetrichnykh otseka SOPKHTRO. 2009.
23. Laine, H. and Karttunen, P. (2010), Long-term stability of bentonite – a literature review. Working Report 2010-53, Posiva Oy, Eurajoki, Finland, 132 p. Available from https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/43/066/430666643.pdf
24. Neff, D., Elisabeth, M.V., Hostis, V. et al. (2008), Preservation of historical buildings: understanding of corrosion mechanisms of metallic rebars in concrete. Proceedings of “Metal 2007” ICOM-CC Conference, Vol. 4, pp. 30–35. Available from <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02119980/document>
25. 14th Natural Analogue Working Group Workshop (NAWG14) (2015), Abstract Book, Geological Survey of Finland, Olkiluoto, Finland, 169 p. Available from https://tupa.gtk.fi/julkaisu/opas/op_061.pdf

REGARDING THE USE OF BENTONITE CLAYS FROM THE CHERKASY DEPOSIT FOR SAFE RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL IN NEAR-SURFACE LOW LEVEL WASTE STORAGE FACILITIES: RESEARCHES ON SORPTION PROPERTIES OF BENTONITES
B. Shabalin, K. Yaroshenko, O. Marinich, I. Koliabina, N. Mitsiuk, S. Buhera

Shabalin B.G., D.Sc. (Geol.), Head of Department, State Institution “The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine”, ORCID: 0000-0002-6425-5999, b_shabalin@ukr.net

Yaroshenko K.K., Ph.D. (Engin.), Researcher, State Institution “The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine”, ORCID: 0000-0002-7180-4642; igns.yaroshenko@gmail.com

Marinich O.V., Ph.D. (Geol.), Head of Laboratory, State Specialized Enterprise “Central Enterprise for Management of Radioactive Waste”, ORCID: 0000000223899341, olhamarinich@gmail.com

Koliabina I.L., Ph.D. (Geol.), Senior Researcher, Institute of Geological Sciences of National Academy of Sciences of Ukraine, ORCID: 000000026120-4491, kolira_igns@i.ua

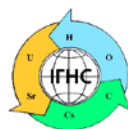
Mitsiuk N.B., Junior Researcher, State Institution “The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine”, ORCID: 0000-0003-3875-007X, nmitsiuk@gmail.com

Buhera S.P., Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0001-9968-7591; sergii.bugera@gmail.com

The article is devoted to the study of the barrier properties of bentonite clays from the Cherkasy deposit (Ukraine) as the most promising material for engineered barriers in near-surface disposal facilities for low-level radioactive waste.

The work presents a description of the Cherkasy bentonite deposit, in particular, of the most promising II layer of the Dashukivka site, and the composition and properties of the natural and soda-modified (PBA20) bentonites which can be used for safe long-term storage and disposal of radioactive waste. The scanning electron microscope (SEM) images of the samples were made and the chemical and mineral composition of the samples was determined. Based on the obtained data, the Dashukivka bentonite was classified as Al-Fe-montmorillonit. The main rock-forming minerals of the bentonite are montmorillonite (75 ± 3 wt. %) and quartz (20 - 25 wt. %). Infrared spectra of the bentonites in the range of 4000 - 400 cm⁻¹ are typical for dioctahedral Al-smectites and are almost identical both for the natural and modified samples. The derivatographic analysis (DTA) of the bentonite samples allows us to conclude that the modified bentonite PBA-20 has greater thermal stability than the natural bentonite. The total weight loss of the samples is about 10.3% and 17.8%, respectively. From the experimental study of ¹³⁷Cs adsorption from a simulated ChEZ water solution (mineralization – 0.2 g/dm³), it was found that the equilibrium in the sorbent-solution system is established within 12 to 14 h, and the degree of adsorption on the modified bentonite PBA-20 reaches 93%. The degree of adsorption on the natural bentonite is 7 - 10% lower. Analysis of the partition coefficients (K_d) also indicates a higher efficiency of the Na-modified bentonite compared to the natural, and that ion exchange is the main mechanism of caesium adsorption. Increasing of the pH of the initial solution results only in a slight increase of the degree of adsorption. The degree of ¹³⁷Cs adsorption on Na-modified bentonite is practically independent of the initial concentration of Ca²⁺ (from 16 to 160 mg/dm³) and Na⁺ (from 6 to 60 mg/dm³) in the solution. However, ¹³⁷Cs adsorption on natural bentonite decreases with the increase in Na⁺ concentration. Thus, the bentonite clays from the Cherkasy deposit (Dashukivka site, II layer) having good barrier properties can be recommend as anti-migration engineered barriers for radioactive waste repositories, in particular, near-surface storage facilities I and II line of Vector complex.

Key words: bentonite, soda-modified bentonite, Cherkasy deposit, radioactive waste, isolation properties, caesium, strontium, sorption.



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.045>
УДК 550.424+54.027

O. Pushkarov, I. Sevruck

O. Pushkarov, , Dr. Sci. (Geol.), leading researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0002-4382-8620, pushkarevigns@gmail.com

I. Sevruck, PhD (Geol.), senior researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID:0000-0003-2407-0735, Irina_mihalovna@ukr.net

STUDY OF TRITIUM MIGRATION AND RETENTION MECHANISMS IN THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT (BY THE EXAMPLE OF THE KYIV RADIOACTIVE WASTE STORAGE FACILITY)

Radioactive waste storage facilities (RWSF) are a potential source of tritium in the biosphere. Engineered concrete constructions are not sufficiently reliable forasmuch as water leaks contaminated with tritium from the storage facilities into the geological environment has been detected. The barrier properties of the natural environment at the storage sites are determined by the ability to absorb and retain heavy isotopes of hydrogen during a considerable period of time and thus exclude its circulation in the biosphere. Various elements of the natural ecosystem take part in the absorption of tritium – the geological environment, soil organic matter, annual and perennial vegetation, micro- and macrobiota. A certain part of tritium in the gaseous and aerosol form is released into the air. The highest concentrations of tritium are recorded in the area close to the concrete radioactive waste (RW) storage facilities, where the vapor-gas emanation plume is least dispersed. With distance from the storage facilities, the tritium concentration in the soil humus layer significantly decreases due to the spatial dispersion of the tritium in the atmospheric plume. Tritium from the air enters the soil with the atmospheric precipitation and is partially retained in the humified layer of the soil. Most of the tritium from the atmospheric precipitation is transported by the vertical infiltration flow through the sedimentary layers represented by loess sandy loams and loams, where it is finally retained. In the area close to RWSFs, the concentration of heavy hydrogen isotope in pore, interstitial and film water (1 fraction) is up to 87 % of its total content in an elementary block. In the more tightly bound forms (2 and 3 fractions), it is 9 % and 4 %, respectively. Farther from the RW storage facilities in the predominant air flow direction, the tritium concentration in free water decreases to 75 %. In this area, more intensive redistribution of tritium between the structural sites is observed. At the more distant monitoring points (wells), from 25 % to 37 % of the total tritium amount in the soils is retained in more tightly bound forms in the structure of rock-forming, mainly clay minerals.

Key words: radioactive waste, tritium, clay minerals, natural barriers, hydrogen.

Safe storage of radioactive waste (RW), ionizing radiation sources and biological materials which contain significant amounts of tritium is an important task to prevent tritium circulation in natural and technogenic biogeosystems. To solve this problem, radioactive waste storage facilities (RWSF) for high-, intermediate- and low-level waste have been constructed.

Such objects are a powerful potential source of tritium in the biosphere. In RW storage facilities, significant amount of radioactive waste of various origin with high tritium content is deposited. Today in the world, the storage facilities for low- and intermediate-level radioactive waste (LLW and ILW) range from the surface facilities to engineered geological repositories. During the operation of the RW storage facilities, the countries that use various options for radioactive waste disposal faced significant problems. It turned out that the concrete engineered constructions are not sufficiently reliable, forasmuch as tritium contaminated water leaks from the storage facilities into the geological environment has been detected. To solve the problem of tritium extraction from

the hydrogeochemical migration cycle, it is necessary to have sufficient initial data on the mechanisms of tritium migration from the surface RW storage facilities and to take into account the properties of the geological media as the last barrier on the way of possible hydrogeofiltration release of radionuclides outside the engineered barrier structures.

The retaining properties of the natural environment at the locations of the tritium-containing radioactive waste storage facilities are determined by the ability to absorb and retain this heavy hydrogen isotope during a considerable time period and thus prevent its circulation in the biosphere. Taking into account the relatively short half-life of tritium, long-term deposition in the environment results in the decrease in its absolute concentration. Various elements of the natural ecosystem take part in the absorption of tritium – the geological environment, soil organic matter, annual and perennial vegetation, micro- and macrobiota. A certain amount of tritium in the gaseous and aerosol form is released into the air. Thus, the comprehensive assessment of the barrier

properties of the natural environment requires using a differential approach, taking into account the fact that the nature and capacity of tritium absorption and retention in various elements of the environment are different.

The aim of the work is to determine the mechanisms of migration and retention of tritium in the geological environment as the last barrier for tritium hydrogeofiltration release into the environment from the radioactive waste storage facilities.

Materials and methods.

To assess the protective barrier properties of the top layer of a soil profile in the area influenced by the Kyiv RWSF (KRWSF), soil samples were taken from pits (T. 1

– T. 20) at the depth of 1.2-1.5 m, located in 3 profiles within the sanitary protection zone (SPZ), starting from the KRWSF fence to the bottom of the slope (Fig. 1). Samples were taken from soil sections (pits) at intervals of 0-25 cm (layer 1, humified podzolized sandy loam and loam); 25-60 cm (layer 2, sandy loam and loam of the upper part of the sections); 60-120 and 120-150 cm (layers 3 and 4, sandy loam and loam of the lower parts of the sections). To assess the possible release of the hydrogeofiltration release of tritium into the aquifer discharge zone (sands of the Novopetrivsk Formation), soil samples were taken at monitoring points OC 1 ÷ OC 8 (Fig. 2.1), located along the bottom of the slope (contour profile) composed of Kyiv marl suite.

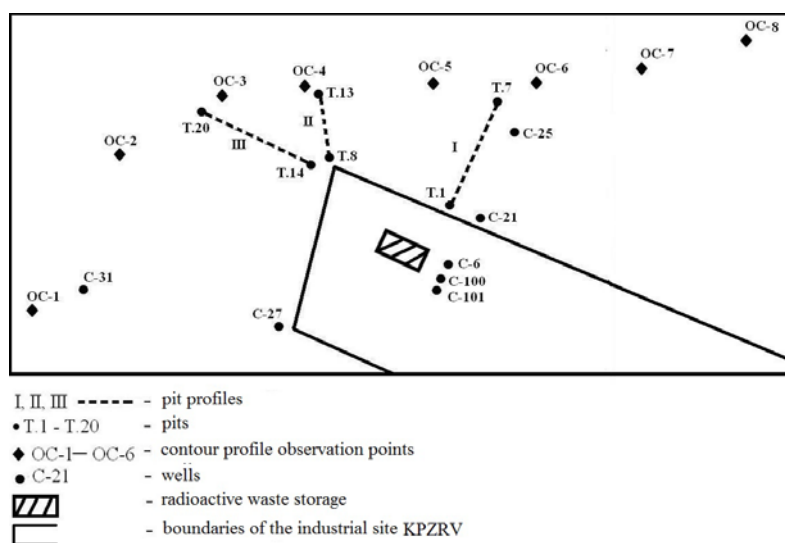


Рис. 1 Схема відбору проб ґрунтів в СЗЗ КПЗРВ.

Fig. 1 Scheme of soil sampling in SPZ KRWSF

In addition to monitoring of the tritium distribution in the soil surface layers, tritium deposition was studied in the deeper layers of the sedimentary strata (down to the depth of 4 m from the surface) using wells. The wells were drilled along the northeastern (C-21, C-25) and northwestern (C-27, C-31) hydrogeomigration tritium flows (Fig. 1). The wells C-21 and C-27 crossed the upper parts of the sedimentary strata, which supplemented data for the assessment of the barrier properties of the humus layer obtained from the pits, and allowed to determine the retaining properties of the loess sandy loam and loam directly underlying this layer. The wells C-25 and C-31 were drilled to obtain material to determine the tritium content in the aquifer at the interface with the impermeable Kyiv marl suite [2].

From the soil samples, water extracts corresponding to pore and surface adsorbed water (fraction 1; extraction temperature 16-120 °C), hydrated water and interlayer water of clay minerals (fraction 2; 120-300 °C) and structural OH groups of clay minerals (fraction 3; 450-750 °C) were prepared. After purification from organic

impurities (oxidation with an anhydrous oxidizing agent) and distillation, the water extracts were mixed with a Hi Sife 3 Wallac scintillator in a ratio of 8:12. The tritium content in the emulsions was determined by a liquid low-background scintillation β -spectrometer Quantulus 1220 (LKW Wallac).

Assessment of the barrier properties of the upper layer of the soil profile.

The results of determining the tritium content in the water extracts from these samples at 16-120 °C are given in Tables 1 and 2.

Dependence of the tritium content on the spatial location of soil samples is shown in Fig. 2.2 and 2.3. Tritium from the steam-gas releases outside the RW storage facilities according to the physicochemical processes occurring in the air entered the soil surface with atmospheric precipitation. The higher humus saturation of the surface soil section (spacing 0-25 cm) provided more efficient immobilization of tritium (Fig. 2).

Таблиця 1. Питома активність тритію у ґрунтових перетинах шурфів, Бк·дм⁻³ [2].
Table 1. Specific activity of tritium in soil sections of pits, Bq·dm⁻³ [2].

Profile N	Pit N	Layers and intervals of soil sections (cm)			
		1 (0 – 25)	2 (25 – 60)	3 (60 – 120)	4 (120 – 150)
1	1	19194	7920	9290	
1	2	8200	4750	4000	
1	3	3430	2850	345	
1	4	122	147	178	
1	5	136	345	1490	
1	6	845	1570	700	
1	7	644	810	164	
2	8	1940	146	130	
2	9	690	1100	138	
2	10	530	615	162	
2	11	460	560	137	107
2	12	74	75	106	79
2	13	306	367	457	373
3	14	1300	2378	1300	
3	15	917	2230	1260	
3	16	930	1470	1300	
3	17	1160	1450	753	
3	18	450	722	574	
3	19	1286	868	520	
3	20	570	870	500	

The highest concentrations of tritium are recorded in the area close to the concrete radioactive waste storage facilities, where the vapor-gas emanation plume is least dispersed (Fig. 2.1, pits 1, 2 of profile 1 and pits 8, 9 of profile 2). Further along the slope, the tritium concentration in the soil humus layer decreases significantly (Fig. 2.2, A, B) due to the spatial dispersion of tritium in the atmospheric plume.

The loess sand and loam layers that lie under the humus-rich soils (layers 2, 3, 4; Table 2.1) are the main geological barrier for the surface hydrogeofiltration flows of tritium. Thus, the layers 3 and 4 almost completely block the vertical migration of tritium in soil sections (Fig. 2, A, B). A decrease in the accumulation of the organic matter in the upper soil layer can probably be explained by the convex shape of the surface relief

(profile 3; Fig. 2, B), compared with the concave shape (profiles 1 and 2). Nonetheless, the tritium from the atmospheric precipitations is efficiently retained in loess sands and loams that occur directly under the humus layer.

Increased concentrations of tritium caused by the hydrogeofiltration flows coming from the unsealed RW storage facilities have been detected along the base of the stream valley slope in the sands of the Novopetrivsk Formation and marls of the Kyiv Formation (Table 2, Fig. 2).

These data indicate that the surface soils at the base of the stream valley slope also partially retained tritium coming from the atmospheric precipitation and hydrogeofiltration flows from radioactive waste storage facilities.

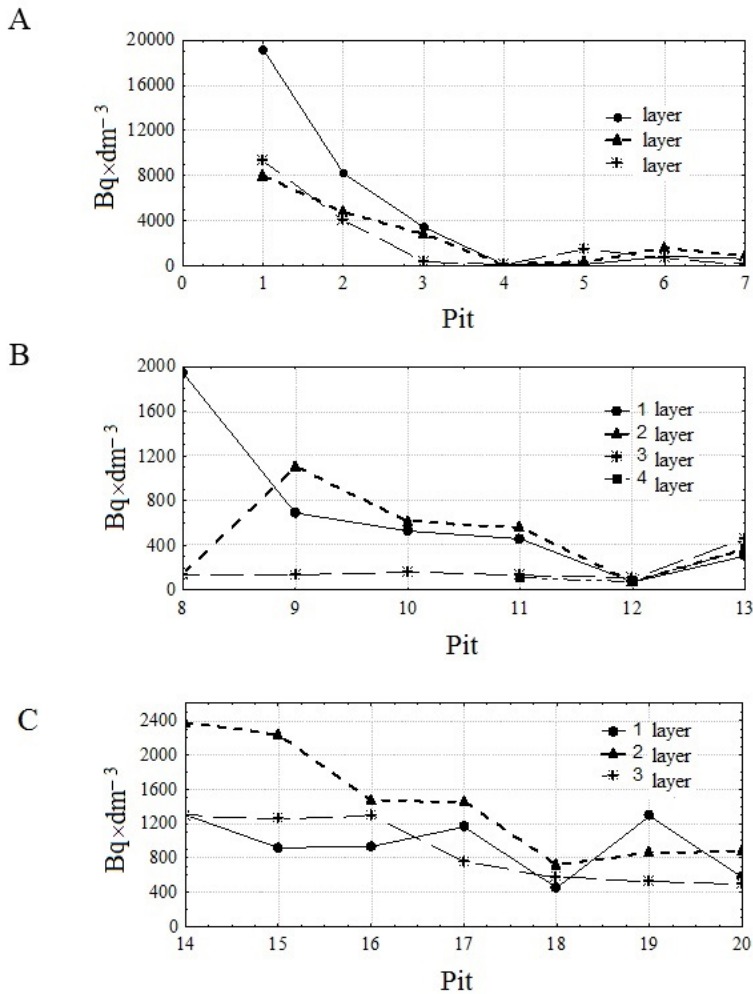


Рис. 2. Депонування тритію в поверхневих шарах ґрунту санітарно-захисної зони КПЗРВ. А - профіль 1, Б - профіль 2, В - профіль 3 (розташування профілів див. рис. 1).

Fig. 2. Deposition of tritium in the soil surface layers in the KRWSF sanitary protection zone. A - profile 1, B - profile 2, C - profile 3 (location of profiles see Fig.1).

Таблиця 2. Питома активність тритію в гумусованих ґрунтах контурного профілю СЗЗ КПЗРВ.

Table 2. Specific activity of tritium in humus-rich soils of the SPZ KRWSF contour profile.

М.р.	1OC	2OC	3OC	4OC	5OC	6OC	7OC	8OC
Bq · dm ⁻³	710	92	520	330	1980	200	593	287

Примітка: Т.с. – точки спостережень.

Note: M.p. – monitoring point

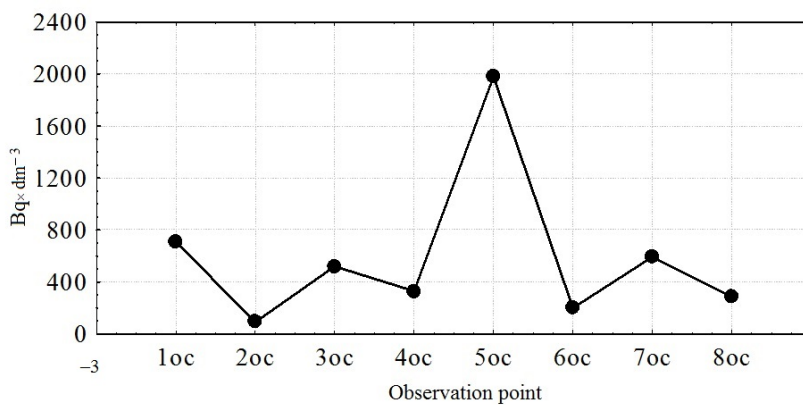


Рис. 3. Питома активність тритію в ґрунтах контурного профілю вздовж підосви схилу СЗЗ КПЗРВ.

Fig. 3. Specific activity of tritium in the soils of the contour profile along the base of slope near SPZ KRWSF

Таблиця 3. Вміст тритію у ґрунтах вертикальних перетинів свердловин.

Table 3. The content of tritium in soils in the vertical sections of wells

Type of soil	Sampling depth, cm	Sample number	Water extract volumes, ml			Tritium specific activity in soil moisture fractions, Bq·dm ⁻³		
			1 fraction	2 fraction	3 fraction	1 fraction	2 fraction	3 fraction
Well 21								
Humus Soil	5	21/1	15.4	6.75	2.12	849	563	575
Humus Soil	25	21/2	7.97	4.1	1.3	283	251	185
Sandy loam	50	21/3	8.43	1.94	0.91	351	180	121
Clay sand	80	21/4a	18.43	2.3	1.4	468	283	343
Loam	160	21/5a	15.05	0.81	1.55	810	753	484
Sand loam	200	21/6a	7.1	1.45	1.41	591	185	105
Clay sand	230	21/7	6.85	2.87	1.53	968	621	262
Clay sand	280	21/8	9.59	2.1	0.82	1003	610	415
Loess loam	330	21/9	13.78	1.55	1.4	1044	474	300
Loess loam	400	21/10	13.03	3.4	1.98	776	329	247
Well 25								
Humus soil	5	25/1	29.35	5.3	1.39	230	245	72
Humus slide rock	25	25/2	14.02	9.54	1.46	130	138	158
Loam	50	25/3	16.8	8.7	1.5	173	96	60
Variegated loam	100	25/4	19.3	8.47	1.5	216	139	60
Silt loam	150	25/5	15.6	8.4	1.0	428	435	420
Wet sandy loam	200	25/6	28.3	11.8	1.4	774	808	432
Damp sandy loam	255	25/7	28.94	13.25	0.85	906	946	506
Sand	300	25/8	6.9	0.78	2.09	445	205	139
Damp mergel	350	25/9	23.76	9.44	1.67	64	46	6
Damp mergel	400	25/10	47.74	10.42	3.51	45	39	14
Well 27								
Humus Soil	5	27/1	28.05	5.8	2.05	458	249	366
Humus sand loam	25	27/2	6.6	0.24	1.97	452	450	363
Humus sand loam	50	27/3	9.08	2.04	1.06	264	370	250
Clay sand	100	27/4	10.27	2.18	1.57	308	327	272
Clay sand	150	27/5	9.24	2.6	1.44	215	197	184
Damp clay sand	200	27/6	13.49	5.47	1.64	268	217	419
Damp clay sand	250	27/7	19.73	7.2	1.8	277	224	326
Damp clay sand	300	27/8	16.31			174		
Loess clayey sand	350	27/9	9.35	3.95	1.7	93	148	283
Loess clayey sand	400	27/10	8.53	6.35	1.72	130	130	65
Well 31								
Humus Soil	5	31/1	14.3	5.6	2.04	175	141	382
Humus Soil	25	31/2	9.76	0.71	0.89	131	605	471
Sand loam	50	31/3	3.86			214		
Silt loam	100	31/4	8	1.4	0.42	179	329	147
Damp sand loam	150	31/5	22.18	7.14	2.94	136	123	146
Damp sand loam	200	31/6	21.33	7.4	2.83	106	83	137
Damp sand loam	250	31/7	31.9	5.81	0.99	106	221	134
Carbonate gley	300	31/8	15.38	8.41	3.84	22	80	117
Carbonate ferruginized gley	350	31/9	27.97	15.25	5.54	73	88	96
Carbonate ferruginized gley	400	31/10	28.5	9.34	5.6	73	88	96

Estimation of barrier properties of the sedimentary stratum in the SPZ KRWSF geological environment.

The distribution of tritium specific activity in vertical sections up to the depth of 4 m is presented in Table 3 and Figure 4 [2].

As it was found in the field studies, tritium extracted from the air comes on the soil surface with atmospheric precipitation and is partially retained in the soil humus layer (Fig. 4, A).

Most of the tritium from the atmospheric precipitation is transported with a vertical infiltration flow through the sedimentary layers represented by loess clayey sands and loams, where it is finally retained. This significantly reduces the specific activity of tritium. A part of the heavy hydrogen isotope infiltrates into the aquifer. While in the vicinity of the radioactive waste storage facility the

specific activity of tritium in the hydrogeofiltration flow reaches $n \times 10^7 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$, in the area of aquifer discharge in the local stream valley slope, it is about $900 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ (Table 3, well 25, spacing 200-300 cm). Thus, the specific activity of tritium decreases by 4 orders of magnitude during tritium migration with the infiltration flows from the storage facility through the geological environment at KRWSF site.

A slight increase in the tritium concentration to $64 \text{ Bq} \cdot \text{dm}^{-3}$ is observed in the upper part of the local impermeable layer due to water exchange between wet sand loams and wet upper marl layers (Table 3). So, the local impermeable horizon represented by marls and gleys is an efficient barrier for the vertical migration of tritium (Table 3).

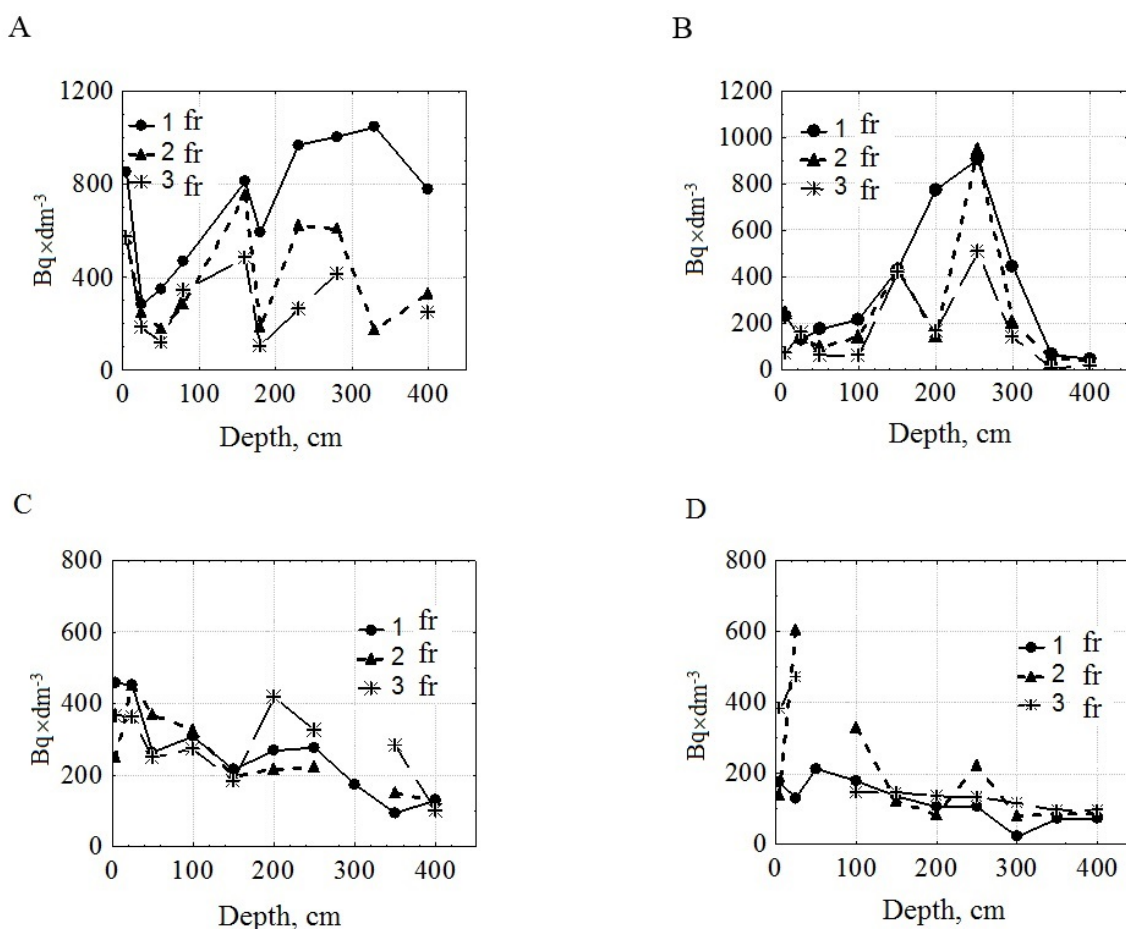


Рис. 4. Розподіл питомої активності тритію у вертикальних перетинах ґрунтів. Свердловини 21 (А); 25 (Б); 27 (В); 31 (Г). Санітарно-захисна зона КПЗРВ.

Fig. 4. Tritium specific activity distribution in vertical soil sections. Wells 21 (A); 25 (B); 27 (B); 31 (D). Sanitary protection zone of KRWSF.

Estimation of the degree of tritium retention in the geological environment.

A more adequate assessment of the geological environment retention properties is the indicator of the specific tritium reserve in unit mass ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) or volume

($\text{Bq} \cdot \text{dm}^{-3}$) in soil section components. This approach is based on the methodological recommendations developed by B.A. Polynov and M.A. Glazovskaya for study of the chemical element redistribution processes from the landscape geochemistry standpoint [3, 5]. Indicative

parameters of the geological environment retention properties were calculated within the elementary blocks typical for some parts of the forest landscape at the Kyiv SPZ RWSF. The blocks with the surface area of $0.5 \times 0.5 \text{ m}^2$ and the depth of 4 m (the total volume 1 m^3) were studied. Specific tritium amount was determined separately for each layer of the soil section from the aeration zone, aquifer and impermeable horizons. The water extractions (fractions) corresponding to different structural positions in the mineral sample were examined at different temperatures (Table 4). The tritium amount in each block was calculated from expressions (1) (for 1 kg of soil in each layer) and (2) (for the block as a whole):

$$Q_i^m = A_i \times V_{i,j} \times m_i^{-1} \quad (1)$$

where: Q_i^m – tritium reserve in the mass of the i^{th} layer of the soil section, $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$; A_i – specific tritium activity in the i^{th} layer of the soil section, $\text{Bq} \cdot \text{dm}^{-3}$; $V_{i,j}$ – volume of the j^{th} water extract from the sample of the i^{th} layer of the soil section, dm^{-3} ; m_i – mass of the sample from the i^{th} layer of the soil section, kg.

$$Q_{\text{total}} = \sum Q_i^m \times h_i \times S \times \delta \quad (2)$$

where: Q_{total} – total tritium reserve in the elementary block, Bq; h_i – thickness of the i^{th} layer of the soil section, m; S – cross-sectional area of the elementary block, m^2 ; δ – soil density, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

In the natural-technogenic biogeosystem consisting of the acceptor part of the system and the donor element that as a result of releases from RW storage facilities forms atmospheric and hydrogeofiltration tritium transfer plums, the geological environment is a high capacity heavy hydrogen isotope retention medium. In the area close to the radioactive waste storage facility where the air plume is least dispersed, the atmospheric precipitation contains the highest tritium amount (elementary block C-21; Tables 4 and 5) resulting in higher heavy hydrogen isotope contents in free water – pore, interstitial and film water (1st fraction) – up to 87 % of its total content in the block.

In more strongly bound forms (2 and 3 fractions), 9 % and 4 % are fixed, respectively. Farther from the radioactive waste storage facilities in the predominant direction of air flow, the concentration of tritium in free water decreases to 75 % (block C-25; table 5). The less powerful plume of tritium air transport from RW storage facilities in the north-western direction caused less

concentrated fallouts from the atmosphere to soil (wells C-27 and C-31; table 4). Far from RW storage facilities, a more intensive redistribution of tritium between structural positions is observed. Thus, in remoter wells C-25 and C-31 from 25% to 37% of the total tritium amount in the soil sections is included in more strongly bound forms in the structure of rock-forming, mainly clay minerals (table 5).

The surface humus layer is the first element in the landscape in the path of vertical migration of tritium which entered the soil surface with precipitation. From 1.6 % (C-25) to 3.4 % (C-31) of tritium is retained in this layer (Table 6).

During further infiltration of the precipitation through the sedimentary layer, tritium is most efficiently retained by clay sands and loams. They retain respectively 15 % and 25 % of the total content of tritium in the elementary block of the landscape (table 2.6). It should be noted that the main part of the tritium reserve in the elementary blocks of the SPZ KRWSF landscapes is in loosely bound pore and film water – from almost 87 % in C-21 block to 63 % in C-31 block (Table 2.6). The content of tritium in other structural positions of sand and loam minerals varies depending on the content in the sections of the clay component, as the main component that provides the binding of the heavy isotope in more firmly fixed positions.

Within the local aquifer, two water flows of tritium are probably combined – the infiltration from atmospheric precipitations and hydrogeofiltration ones, which form releases from unsealed RW storages. Thus, in all structural positions of wet sandy loams, a significant increase in the specific tritium activity was found (Table 2.4), which is due to the presence of up to 50-70 % of the total tritium amount in the landscape elementary blocks C - 31 and C - 25 in this horizon (Table 2.5). The clay component in the upper part of the impermeable horizon (carbonate ferruginized gley of Kyiv suite P2kv) facilitates absorption of tritium (in general, in the carbonate ferruginized gley layer of block C - 31 – up to 37 %). While in solid mergels the amount of tritium is up to 9 % over the layer (block C – 25; table 2.4).

In the process of hydrogeomigration, tritiated water filtered through the sedimentary layer can fill intergranular pores (gravitational and capillary water), form adsorption films around mineral particles (film and hygroscopic water), and interact with rock-forming minerals (Fig. 2.5).

Таблиця 4. Питомі запаси тритію в елементарних блоках геологічного середовища СЗЗ ПЗРВ Київського ДМСК [2].

Table 4. Specific tritium reserve in the elementary blocks of the geological environment at the Kyiv SPZ RWSF [2].

Type of soil	Layer volume, m ³	Tritium reserve in soil moisture fractions, Bq·kg ⁻¹ of soil			Layer-by-layer tritium reserve in soil moisture fractions, Bq		
		1 fraction	2 fraction	3 fraction	1 fraction	2 fraction	3 fraction
Well 21							
Humus soil	0.013	42.2	12.3	3.9	516	150	48
Humus soil	0.050	7.3	3.3	0.8	437	206	48
Sandy loam	0.063	10.0	1.1	0.4	1074	127	40
Clay sand	0.075	28.0	2.1	1.5	3756	283	209
Loam	0.200	35.0	1.7	2.1	12600	612	756
Sand loam	0.050	14.0	0.9	0.5	1260	81	45
Clay sand	0.125	19.0	5.1	1.1	4275	1148	248
Clay sand	0.125	27.0	3.7	1.0	6075	833	225
Loess loam	0.125	41.1	2.1	1.2	9248	472	270
Loess loam	0.175	28.9	3.2	1.4	9100	1007	440
Total (Q_{total})					48341	4918	2329
Well 25							
Humus soil	0.013	19.0	3.7	0.3	285	56	5
Humus slide rock	0.050	5.0	3.8	0.7	300	228	42
Loam	0.063	8.0	2.4	0.3	900	270	34
Variegated loam	0.125	10.0	2.9	0.2	2250	653	45
Silt loam	0.125	17.0	9.1	1.1	3825	2048	248
Damp sandy loam	0.125	55.0	4.2	0.6	12375	945	135
Damp sandy loam	0.138	66.0	31.0	1.1	16335	7673	272
Sand	0.113	8.0	0.4	0.7	1620	81	142
Damp mergel	0.125	4.0	1.1	0.0	950	261	7
Damp mergel	0.125	6.0	1.1	0.1	1425	261	24
Total (Q_{total})					40265	12475	953
Well 27							
Humus soil	0.013	32.1	3.6	1.9	482	54	28
Humus sand loam	0.050	7.5	0.3	1.8	447	16	107
Humus sand loam	0.063	6.0	1.9	0.7	449	142	50
Clay sand	0.125	7.9	1.8	1.1	1779	401	240
Clay sand	0.125	5.0	1.3	0.7	1117	288	149
Damp clay sand	0.125	9.0	3.0	1.7	2034	668	387
Damp clay sand	0.125	13.7	4.0	1.5	3074	907	330
Damp clay sand	0.125	7.1			1596		
Loess clayey sand	0.125	2.2	1.5	1.2	489	329	271
Loess clayey sand	0.125	2.8	2.1	0.3	624	464	63
Total (Q_{total})					12092	3269	1624
Well 31							
Humus soil	0.013	6.3	2.0	1.9	94	30	29
Humus soil	0.050	3.2	1.1	1.0	192	64	63
Sand loam	0.063	2.1			232		
Silt loam	0.125	3.6	1.2	0.2	806	259	35
Damp sand loam	0.125	7.5	2.2	1.1	1697	494	241
Damp sand loam	0.125	5.7	1.5	1.0	1272	345	218
Damp sand loam	0.125	8.5	3.2	0.3	1902	722	75
Carbonate ferruginized gley	0.125	0.8	1.7	1.1	190	378	253
Carbonate ferruginized gley	0.125	5.1	3.4	1.3	1212	797	316
Carbonate ferruginized gley	0.125	5.2	2.1	1.3	1235	488	319
Total (Q_{total})					8832	3578	1549

Таблиця 5. Узагальнений запас тритію у фракціях вологи з ґрунтів та їх співвідношення в елементарних блоках лісового ландшафту СЗЗ КПЗРВ.

Table 5. General tritium amount in soil moisture fractions and their ratio in the elementary blocks of the forest landscape near SPZ KRWSF.

Elementary block	Tritium amount in landscape elementary block, Bq				Ratio of general tritium amount in soil moisture fractions		
	1 fraction	2 fraction	3 fraction	Q_{total}	Kr*	Kr**	Kr***
C 21	48341	4918	2329	55588	0.87	0.09	0.04
C 25	40265	12475	953	53692	0.75	0.23	0.02
C 27	12092	3269	1624	16986	0.71	0.19	0.10
C 31	8832	3578	1549	13959	0.63	0.26	0.11

Note: Q_{total} – General tritium amount in elementary blocks, Bq; Kr*, Kr**, Kr*** Ratio of general tritium amount in soil moisture fractions in 1st (1fr./ Q_{total}), 2nd (2 fr./ Q_{total}) and 3rd (3 fr./ Q_{total}) fractions, respectively.

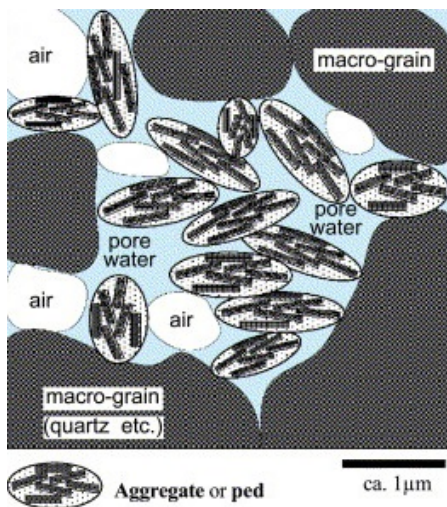


Рис. 5. Структура глинистих порід. Агрегат – глиниста частинка, що складається з сукупності елементарних структурних пакетів [18].

Fig. 5. Clay rock structure. Aggregate is a clay particle consisting of a set of elementary structural packages [18].

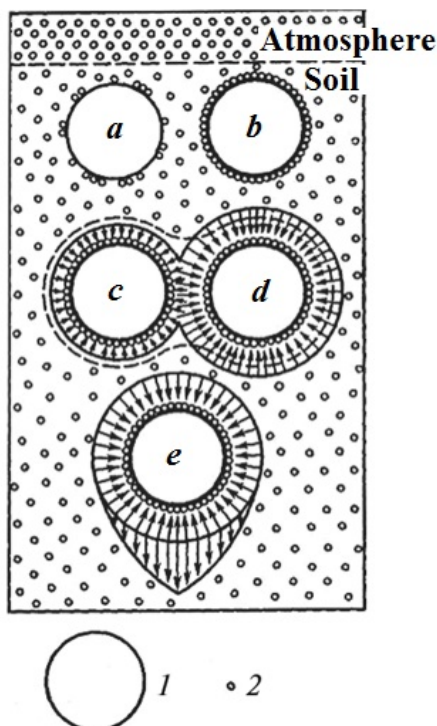


Рис. 6. Розташування молекул води в межах дифузійного шару твердої частинки породи. 1 - частинки породи; 2 - краплі води у вигляді пари; а - частинки з неповною гігроскопічністю; б - частинки з максимальною гігроскопічністю; в і г - частинки з плівковою водою (вода рухається від частинки г до частинки в, оточеній більш тонкою плівкою); д - частинки з гравітаційною водою [1].

Fig. 6. The location of water molecules within the solid rock particle diffusion layer. 1 - rock particles; 2 - water drops in the steam form; a - particles with incomplete hygroscopicity; b - particles with maximum hygroscopicity; c and d - particles with film water (water moves from particle g to particle c, surrounded by a thinner film); e - particles with gravitational water [1].

Таблиця 6. Пошарова частка запасу тритію у фракціях ґрунтової вологи від загального запасу в елементарних блоках лісового ландшафту СЗЗ КПЗРВ (%).

Table 6. Layer-by-layer percentage of tritium amount in soil moisture fractions in the elementary blocks of the forest landscape in SPZ KRWSF (%).

Type of soil in elementary blocks	Layer volume, m³	Percentage of tritium amount in soil moisture fractions, %			
		1fr./Q _{total}	2 fr./Q _{total}	3 fr./Q _{total}	Total
C 21					
Humus soil	0.013	0.93	0.27	0.09	1.28
Humus soil	0.050	0.79	0.37	0.09	1.24
Sand loam	0.063	1.93	0.23	0.07	2.23
Clay sand	0.075	6.76	0.51	0.38	7.64
Loam	0.200	22.67	1.10	1.36	25.13
Sand loam	0.050	2.27	0.15	0.08	2.49
Clay sand	0.125	7.69	2.06	0.45	10.20
Clay sand	0.125	10.93	1.50	0.40	12.83
Loess loam	0.125	16.64	0.85	0.49	17.97
Loess loam	0.175	16.37	1.81	0.79	18.97
Total (Q_{total})		86.96	8.85	4.19	100.0
C 25					
Humus soil	0.013	0.53	0.10	0.01	0.64
Humus slide rock	0.050	0.56	0.42	0.08	1.06
Loam	0.063	1.68	0.50	0.06	2.24
Variegated loam	0.125	4.19	1.22	0.08	5.49
Silt loam	0.125	7.12	3.81	0.46	11.40
Damp sandy loam	0.125	23.05	1.76	0.25	25.06
Damp sandy loam	0.138	30.42	14.29	0.51	45.22
Sand	0.113	3.02	0.15	0.26	3.43
Wet mergel	0.125	1.77	0.49	0.01	2.27
Wet mergel	0.125	2.65	0.49	0.04	3.18
Total (Q_{total})		74.99	23.23	1.77	100.0
C 27					
Humus soil	0.013	2.84	0.32	0.17	3.32
Sand loam	0.050	2.63	0.10	0.63	3.36
Sand loam	0.063	2.65	0.83	0.29	3.77
Clay sand	0.125	10.47	2.36	1.41	14.25
Clay sand	0.125	6.58	1.70	0.88	9.15
Loam	0.125	11.97	3.93	2.28	18.18
Loam	0.125	18.10	5.34	1.94	25.38
Clay sand	0.125	9.40			9.40
Loess clayey sand	0.125	2.88	1.94	1.59	6.41
Loess clayey sand	0.125	3.67	2.73	0.37	6.78
Total (Q_{total})		71.19	19.25	9.56	100.0
C 31					
Humus soil	0.013	0.67	0.21	0.21	1.09
Humus soil	0.050	1.37	0.46	0.45	2.29
Sand loam	0.063	1.66			1.66
Clay sand	0.125	5.77	1.86	0.25	7.88
Damp sandy loam	0.125	12.16	3.54	1.73	17.42
Damp sandy loam	0.125	9.11	2.48	1.56	13.15
Damp sandy loam	0.125	13.63	5.17	0.53	19.33
Carbonate ferruginized gley	0.125	1.36	2.71	1.81	5.89
Carbonate ferruginized gley	0.125	8.68	5.71	2.26	16.66
Carbonate ferruginized gley	0.125	8.85	3.50	2.29	14.63
Total (Q_{total})		63.27	25.63	11.09	100.0

Structural and physicochemical features of quartz and feldspar, the most common minerals among the clastogenic part of loess rocks, determine the possibility of formation of adsorption films and condensed hygroscopic water on the grain surface (Fig. 6) with HTO molecules not being a part of their structure. Hygroscopic water covers the surface of mineral grains and structural aggregates of the soil with a very thin film.

Hygroscopic water is formed by water vapor deposition from the air. This water is firmly held on the surface of the particles by molecular and electrical forces and can be removed only at a temperature of 105-110 °C. Quantitatively, the process of physical monomolecular adsorption is described by Langmuir's equation (3) [4].

$$\theta = \frac{\alpha \bullet P}{1 + \alpha \bullet P} \quad (3)$$

where: θ – adsorbent particle surface area fraction occupied by the adsorbate, α – Langmuir adsorption coefficient, P – adsorptive concentration

The adsorption equilibrium state can be expressed like (4)

$$K = \frac{\theta}{(1 - \theta)P} \quad (4)$$

Hygroscopic water movement is possible only after transition into the vapor state. Depending on the amount of hygroscopic water retained on the rock particles, incomplete (Fig. 6, a) and maximum hygroscopicity (Fig. 6, b) are distinguished. The maximum hygroscopicity of fine-grained and clay rocks can reach 18 %, in more coarse-grained rocks it drops to 1 % by dry matter weight.

Film water is formed on rock particles at a humidity level exceeding the maximum hygroscopicity. The surface of the particles is enveloped by a water film which is several molecular layers thick and covers the hygroscopic moisture (Fig. 6, c, d). The film water is retained on the rock particles by molecular adhesion forces. The thinnest layer of water immediately adjacent to the particle is most strongly bound. As the film thickness increases, the action of the retention forces markedly decreases up to insignificant level on the surface of the film. The moisture content in the rocks that corresponds to the maximum film thickness, corresponds to the maximum molecular moisture content.

The film water is able to move as a liquid from thicker films to thinner ones. The maximum content of the film water (maximum molecular moisture content) is (%): sands – 1-7, sand loams – 9-13, loams – 15-23 and clays – 25-45. When the thickness of the film increases to the size that does not ensure retention of its outer layers, the film water becomes free, which under the gravity effect will flow from the rock particles, and thus is a source of gravitational groundwater resupply (Fig. 6, d).

The gravitational water fills the pores in sedimentary rocks and can move freely through the pore space in unsaturated (aeration zone) and saturated filtration areas. This type of water is weakly held by the mineral phase, and though being partially imbibed in the mineral mass, it can move through the sediments.

When migrating through the hydrogeofiltration flow sediments, the tritium concentration in different types of water in the pore space changes due to diffusion processes according to Fick's 2nd law (5)

$$\frac{dc}{dt} = D \frac{d^2c}{dx^2} \quad (5)$$

At a low filtration rate through the loess and sandy loam layers (5.6×10^{-7} – 2.6×10^{-6}) m·s⁻¹, this may further tritium retention in the sedimentary layer.

The main adsorbent component in these rocks, as shown by our study of the landscape-geochemical system of the KRWSF site, are clay minerals [6-17], the presence of which in the sedimentary deposits underlying the RW storage facilities reduces the specific tritium activity in the geofiltration flow by several orders of magnitude.

Conclusions

In the natural-technogenic biogeosystem consisting of the acceptor part of the system and the donor element which as a result of releases from radioactive waste storage facilities forms atmospheric and hydrogeofiltration tritium transfer plumes, the geological environment is a high capacity reservoir of heavy hydrogen isotope.

The surface humus layer is the first element in the landscape in the path of vertical migration of tritium which entered the soil surface with atmospheric precipitation. Up to 3.5 % of tritium precipitated on the soil surface is retained in this layer. Most of the tritium from the precipitation is transferred by a vertical infiltration flow through the sediment layer, where it is almost completely retained. The adsorption capacity of 1 m³ of soil may exceed 55,000 Bq.

The main part of the tritium reserve in the elementary blocks of the SPZ KRWSF landscape is in loosely bound pore and film water. In the area close to the RW storage facilities, where the air plume is least dispersed and the atmospheric precipitation containing the highest tritium amount enters the soil surface, most of the heavy hydrogen isotope – up to 87% of its total content in the elementary block of the geological environment is accumulated in such form, and only up to 13 % is in more firmly fixed forms.

Father from the RW storage facilities along with decrease in the tritium concentration in the atmospheric migration flow in the free water, its content decreases to

65-75 %, with more intensive redistribution of tritium between structural positions, where from 25 % to 37 % of the total tritium amount in soils is retained in the structure of rock-forming, mainly clay minerals.

The amount of tritium in the more firmly fixed positions in sands and loams depends on the clay content

in them. The presence of clay as the main component in the sediments underlying the radioactive waste storage reduces the specific activity of tritium in the geofiltration flow by several orders of magnitude and provides more reliable immobilization of the heavy isotope in the mineral structure.

Література.

1. Види води в горних породах и минералах. https://studref.com/353562/geografiya/vidy_vody_gornyh_porodah_mineralah.
2. Визначення міграції тритію в місцях розміщення ПТЛРВ та ПЗРВ та пи умовах використання біогіхімічних бар'єрів. № 14/53 Н-99. Відп. викон. Пушкар'єв О. В. Київ, 2001. 96 с.
3. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. Смоленск, Ойкумена. 2002. 288 с.
4. Грег С., Синг Л. Адсорбция, удельная поверхность, пористость. Москва: Мир. 1984. 310 с.
5. Полюнов В. Б. Избранные труды. Москва: Изд. АН СССР. 1956. 751 с.
6. Пушкар'єв А. В., Руденко И. М., Скрипкин В. В. Адсорбция трития из водных растворов термически обработанными глинистыми минералами. Вісник Київського національного університету, (Геологія). Київ, 2015, 71. с. 43 – 48.
7. Пушкар'єв А.В., Долин В.В., Литовченко А.С. та ін. Изотопно-водородный обмен при фильтрации тритиевой воды через бентонит-песчаную смесь. Методи хімічного аналізу. Зб. Наук. праць. Хроматографічне товариство України. Київ, 2008. с. 53-65.
8. Пушкар'єв А.В., Долин В.В., Приймаченко В.М., Бобков В.М., Пушкар'єва Р.А. Кинетика изотопно-водородного обмена в бентонит-песчаной смеси. Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. Київ, 2007. Вип.15. с. 27-36.
9. Пушкар'єв А.В., Пушкар'єва Р.А., Литовченко А.С., Колтунов Б.Г. Буферные свойства геологической среды в местах размещения хранилищ тритийсодержащих радиоактивных отходов. Збірник наукових праць Державного наукового центру радіогеохімії навколишнього середовища. Сер. Техногенно-екологічна безпека навколишнього середовища. Київ, 2000. Вип. 1. с. 117-127.
10. Пушкар'єв О. В., Руденко И. М., Долин В. В. (мол.), Приймаченко В. М. Сепіоліт-цеолітові композити як потенційні водопроникні реакційні бар'єри. Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. Київ, 2014. Вип.23. С.75 -84.
11. Пушкар'єв О.В., Руденко И.М., Кошелев М.В., Скрипкин В.В., Долин В.В. (мол.), Приймаченко В.М. Мінеральний адсорбент тритію на основі сапоніту та цеоліту. Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. Київ, 2016. Вип.25. С.38-48.
12. Пушкар'єв О.В., Литовченко А.С., Пушкар'єва Р.О., Яковлев Е.О. Динаміка накопичення тритію в мінеральному середовищі. Мінеральні ресурси України, 2003, № 3. с. 42-45.

13. Пушкар'єв О.В., Приймаченко В.М. Взаємодія тритієвої води з глинистими мінералами. Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. Київ, 2010. Вип.18. С.149 -158.

14. Пушкар'єв О.В., Пушкар'єва Р.О., Яковлев Е.О., Колтунов Б.Г., Приймаченко В.М. Атмосфероміграція тритію зі сховищ радіоактивних відходів і його розподіл у ґрунтово-рослинному комплексі. Мінеральні ресурси України, 2004, № 1. с. 39-41.

15. Пушкар'єв О.В., Яковлев Е.О., Пушкар'єва Р.О., Колтунов Б.Г., Летучий О.М. та ін. Гідрогеоміграція тритію в місцях розміщення сховищ РАВ. Мінеральні ресурси України, 2003, № 2. с. 38-40.

16. Пушкар'єв О.В., Приймаченко В.М. Золкін І.О. Властивості бентоніто-цеолітових композитів щодо вилучення тритію з тритієвої води. Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. Київ, 2012. Вип.20. С. 98 -107.

17. Руденко И.М., Пушкар'єв О.В., Долин В.Віт., Зубко О.В., Гречановська О.Є. Тритієвий індикатор ефективності термомодифікації адсорбційних властивостей кліноптилоліту. Мінералогічний журнал. Київ, 2017. Т.39, 2. С. 64-74.

18. Ichikawa Y., Kawamura K., Fujii N., Kitayama K. Microstructure and micro/macro-diffusion behavior of tritium in bentonite. Applied Clay Science, 2004. 26. P. 75– 90.

References

1. Types of water in rocks and minerals. Available at: https://studref.com/353562/geografiya/vidy_vody_gornyh_porodah_mineralah.
2. Determination of tritium migration in the locations of PTLRV and PZRV and under the conditions of use of biochemical barriers. № 14/53 Н-99. Resp. executive Pushkarov O.V. Kyiv, 2001. 96 p.
3. Glazovskaya M.A. Geochemical foundations of typology and methods of research of natural landscapes. Smolensk, Oikumena. 2002.288 p.
4. Greg S., Sing L. Adsorption, specific surface area, porosity. Moscow: Peace. 1984.310 p.
5. Polynov V. B. Selected Works. Moscow: Publishing house. Academy of Sciences of the USSR. 1956.751 p.
6. Pushkarov, O.V., Rudenko, I.M., Skrypkin, V. V. (2016). Adsorption of tritium from aqueous solutions of treated clay minerals. Visnyk of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Geology, 71, 43-48. [in Russian]
7. Pushkarov O.V., Dolin V.V., Litovchenko A.S. (2008) Zb. Nauk. pracz`. Xromatografichne tovary'stvo Ukrayiny`. Ky`yiv, pp. 53-65. [in Ukrainian]
8. Pushkarov O.V., Dolin V.V., Prymachenko V.M., Bobkov V.M., Pushkareva R.A. (2007) Zbirnyk naukovykh prac.

Instytut geohimii navkolyshn'ogo seredovyssha, 15, 27-36. [in Ukrainian].

9. Pushkarov O.V., Pushkarova R.A., Litovchenko A.S., Koltunov B.G. (2000) Zbirnyk naukovykh prac Derzhavnogo naukovoogo centru radiogeoximiyi navkolyshnogo seredovyssha. Ser.Texnogenno-ekologichna bezpeka navkolyshnogo seredovyssha. 1. pp. 117-127. [in Ukrainian]

10. Pushkarov O.V., Rudenko I.M., Dolin V.V. (jnr), Prymachenko V.M. (2014) Zbirnyk naukovykh prac. Instytut geohimii navkolyshn'ogo seredovyssha, 26, 75-84. [in Ukrainian].

11. Pushkarov O.V., Rudenko I.M., Koshelyev M.V., Skrypkin, V. V., Dolin V.V. (jnr), Prymachenko V.M. (2016) Zbirnyk naukovykh prac. Instytut geohimii navkolyshn'ogo seredovyssha, 25, 38-48. [in Ukrainian].

12. Pushkarov O.V., Litovchenko A.S., Pushkarova R.O., Yakovlyev E.O. (2003) Mineral resources of Ukraine, 3. 42-45. [in Ukrainian]

13. Pushkarov, O.V. and Priymachenko, V.M. (2010), Zb. nauk.pr. Inst. Geoh'm' Navkolyshn'ogo Seredovyssha, Vyp. 18, Kyiv, ua, pp. 149-161. [in Ukrainian]

14. Pushkarov O.V., Pushkarova R.O., Yakovlyev Ye.O., Koltunov B.G., Prymachenko V.M. (2004) Mineral resources of Ukraine, 1. 39-41. [in Ukrainian]

15. Pushkarov O.V., Yakovlyev Ye.O., Pushkarova R.O., Koltunov B.G., Letuchyj O.M. (2003) Mineral resources of Ukraine, 2. 38-40. [in Ukrainian]

16. Pushkarov O.V., Prymachenko V.M., Zolkin I.O. (2012). Vlastyivosti bentonito-ceolitovykh kompozytiv shhodo vyluchennja trytijy z trytijevoi vody.Kyiv, Zbirnyk naukovykh prac. Instytut geohimii navkolyshn'ogo seredovyssha, 20, 98-108. [in Ukrainian].

17. Rudenko, I. M., O. V. Pushkar'ov, V. Vik. Dolin, et al. (2017). Mineralogical Journal. (Ukraine). 39 (2): 64–74. [in Ukrainian] <https://doi.org/10.15407/mineraljournal.39.02.064>

18. Ichikawa Y., Kawamura K., Fujii N., Kitayama K. (2004). Applied Clay Science. 26. P. 75– 90.

ВИЗНАЧЕННЯ МЕХАНІЗМІВ МІГРАЦІЇ ТА ДЕПОНУВАННЯ ТРИТІЮ В ГЕОЛОГІЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ (НА ПРИКЛАДІ КИЇВСЬКОГО ПУНКТУ ЗАБЕРЕЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ)

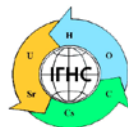
Пушкар'ов О.В., Севрук І.М.

Пушкар'ов О.В., ст.н.с., доктор геол. н, пров.н.с., Державна установа "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України", ORCID:0000-0002-4382-8620, pushkarevigns@gmail.com

Севрук І.М., к.геол.н, с.н.с., Державна установа "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України", ORCID:0000-0003-2407-0735, Irina_mihalovna@ukr.net

Пункти збереження радіоактивних відходів (ПЗРВ) є потужним потенційним джерелом тритію у біосфері. Інженерні споруди з використанням бетонних конструкцій не є достатньо надійними, оскільки на подібних об'єктах виявлено протікання зі сховищ в геологічне середовище забрудненої тритієм води. Бар'єрні властивості природного середовища в місцях розміщення сховищ визначаються здатністю поглинати та утримувати значний час цей важкий ізотоп водню і таким чином виключати його з кругообігу у біосфері. У поглинанні тритію приймають участь різні ланки природної екосистеми – геологічне середовище, ґрунтова органіка, однорічна та багаторічна рослинність, мікро- та макробіота. Певна частина тритію у вигляді газу та аерозолей надходить у повітряний басейн. Найбільші концентрації тритію фіксуються в зоні, наближеній до бетонних сховищ радіоактивних відходів (РАВ), де шлейф паро-газових еманцій найменш диспергований. З віддаленням від сховищ концентрації тритію в гумусованому шарі ґрунту суттєво зменшуються внаслідок просторової дисперсії концентрації тритію в атмосферному шлейфі. Тритій, що вилучається з повітря потрапляє на поверхню ґрунту з атмосферними опадами і частково затримується у гумусованому шарі ґрунтового перетину. Більша частина тритію з атмосферних опадів переноситься з вертикальним інфільтраційним потоком крізь товщу осадових відкладів, представлених лесовидними супісками та суглинками де остаточно депонується. У наближеній до сховищ РАВ зоні - більш високий вміст важкого ізотопу водню у вільній – поровій, інтерстиційній та плівковій воді (1 фракція) - до 87% від його загального вмісту в елементарному блоці. У більш міцно зв'язаних формах (2 і 3 фракції) закріплюються відповідно 9% і 4 %. З віддаленням від сховищ РАВ в переважному напрямку дії атмоіміграційного потоку концентрація тритію у вільній воді зменшується до 75% . З віддаленням від сховищ РАВ спостерігається більш інтенсивний перерозподіл тритію між структурними позиціями. У більш віддалених точках спостережень (свердловинах) від 25% до 37% загального запасу тритію в ґрунтах перетинів затримується у більш міцно зв'язаних формах в структурі породотвірних, головним чином глинистих мінералів.

Ключові слова: радіоактивні відходи, тритій, глинисті мінерали, природні бар'єри, водень



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.058>
УДК 550.47:550.424

Орлов О.О.

Орлов О.О. старший наук. співробітник, к.б.н., с.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

ЗАКОНОМІРНОСТІ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs НА ГЕОХІМІЧНИХ БАР'ЄРАХ КРАЙОВОЇ ЗОНИ МЕЗОТРОФНОГО БОЛОТА В УКРАЇНСЬКОМУ ПОЛІССІ

Продемонстровано, що у вузькій (завишки 6-8 м) крайовій зоні мезотрофного болота, типового для північної частини Українського Полісся, між трансаккумулятивним ландшафтом та супераккумулятивним ландшафтом формується транссупераккумулятивний ландшафт. У транссупераккумулятивному ландшафті сформувався комплексний біогеохімічний бар'єр, де на невеликій відстані просторово поєднані бар'єри різних типів – фізико-хімічні (сорбційний, глейовий та ін.) та фітоценозотичні (усі яруси рослинності), латеральні та радіальні. Виявлено, що внаслідок латерального перерозподілу ^{137}Cs між геохімічно спряженими ландшафтами катени на дослідженому комплексному біогеохімічному бар'єрі відбулося концентрування радіонуклідів. У ґрунті виявлено три біогеохімічні бар'єри – шари очосу (H_0dt), торфу (T_1-T_5) та ілювіального гумусово-залізного оглеєного горизонту ($Ihgl$), які уповільнюють міграцію ^{137}Cs як у латеральному, так і радіальному напрямках. Узагальнення даних радіального розподілу ^{137}Cs у ґрунті геохімічного бар'єру демонструє, що аналоги лісової підстилки (H_0 нерозкладена та очіс) у сумі містили 8,16% сумарної активності ^{137}Cs від ґрунту в цілому; торф (0-25 см) – 17,14%; а мінеральні горизонти ($Ihgl$ та $Pigl$) – у сумі 74,7%. Наведений розподіл свідчить про високу швидкість радіальної міграції ^{137}Cs у дослідженому ґрунті, адже головна частка сумарної активності ^{137}Cs вже мігрувала за межі торфового шару у мінеральні горизонти. Розрахунки показали, що головну частку валового запасу ^{137}Cs у біогеоценозі на біогеохімічному бар'єрі у транссупераккумулятивному ландшафті утримував ґрунт – 86,59%, відповідно, фітоценоз містив 13,41% запасу радіонуклідів. Значення коефіцієнту геохімічного переходу (КГП) дорівнювало 0,16, що є близьким до відповідних показників супераккумулятивних ландшафтів. Виявлено, що у всіх ярусах рослинності спостерігалися значні міжвидові відмінності акумуляції ^{137}Cs з ґрунту. Підкреслено, що міграційна здатність ^{137}Cs у ланках «ґрунт – рослина» та «ґрунт – гриби» у транссупераккумулятивному ландшафті, оцінена за середніми значеннями коефіцієнта переходу (КП) ^{137}Cs , у 2-20 разів перевищувала аналогічні показники елювіальних та транселювіальних ландшафтів. Це зумовлює значні перевищення граничних допустимих рівнів питомої активності ^{137}Cs у лікарській сировині, ягодах та їстівних грибах при щільності забруднення ґрунту, яка офіційно не розглядається як радіаційно значима (приблизно вдвічі менша за $37 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$)

Ключові слова: біогеохімічний бар'єр, транссупераккумулятивний ландшафт, біогеоценоз, ^{137}Cs , ґрунт, яруси рослинності, інтенсивність акумуляції ^{137}Cs .

Вступ. Із часів глобальних випадань радіонуклідів внаслідок випробування ядерної зброї показано важливість врахування ландшафтно-геохімічних умов території на міграцію техногенних радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів [8, 16]. Водночас наголошувалося, що малопомітна динаміка перерозподілу техногенних радіонуклідів, у тому числі ^{137}Cs , між елементарними ландшафтами у катенах у короткотермінових масштабах (1-5 років) вже добре виявляється у масштабах середньо- та довготермінових (10-30 і більше років). Крім того наголошено, що в останньому випадку внаслідок названого перерозподілу не лише змінюються головні радіаційні параметри ландшафтів, зокрема, щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, але й фізико-хімічні форми ^{137}Cs у ґрунтах, що, в свою чергу, закономірно зумовлює різну інтенсивність міграції

радіонуклідів у ланці «ґрунт – рослини», що має прямий вихід на дозові навантаження у населення.

Проблеми міграції ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві спряжених ландшафтів стали особливо актуальними після аварії на Чорнобильській АЕС. О.І. Перельман та ін. [11] зазначали, що геоекологічна ситуація у біосфері залежить від ряду факторів: ізотопного складу радіоактивних випадань, динаміки співвідношення фізико-хімічних форм радіонуклідів у ґрунтах, ландшафтно-геохімічних умов території, зокрема концентрування радіоізотопів на геохімічних бар'єрах. Після випадання на земну поверхню радіонуклідів включаються у біогеохімічні цикли, що призводить до перерозподілу радіонуклідів як між компонентами елементарних ландшафтів, так і між ними, у відповідності до просторової диференціації ландшафтів у катенах.

Характерною особливістю ландшафтів Українського Полісся є чергування елювіальних та транселювіальних ландшафтів піщаних дюн із супераквальними ландшафтами мезотрофних та оліготрофних боліт. Між ними у вузьких крайових зонах боліт формуються трансупераквальні ландшафти, які проявляють властивості геохімічних бар'єрів [14, 15].

Геохімічні бар'єри розглядаються нами у розумінні О.І.Перельмана [10] як ділянки земної кори, де на короткій відстані відбувається різке зменшення інтенсивності міграції хімічних елементів і, як наслідок, їх концентрування. Зауважимо, що зміна інтенсивності міграції хімічних елементів, у т.ч. ^{137}Cs , в елементарних ландшафтах та окремих їх компонентах, в першу чергу, ґрунтах, є наслідком різкої зміни в них умов міграції.

Дане дослідження є актуальним, адже аналіз сучасного розподілу ^{137}Cs у трансупераквальних ландшафтах крайових зон боліт Українського Полісся дозволяє виявити їх роль як бар'єрних геосистем у латеральному перерозподілі радіонукліду між елементарними ландшафтами типової катени регіону досліджень, визначити радіальний розподіл ^{137}Cs у ґрунті геохімічного бар'єру, оцінити інтенсивність акумуляції радіонукліду у рослинному покриві, у т.ч. видах рослин та грибів, які входять до раціону місцевих жителів.

Аналітичний огляд

За результатами аналізу глобальних випадань радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів [8, 16] було наведено дані про те, що вміст ^{137}Cs у ґрунтах на верхівці кінцево-моренної гряди (елювіальний ландшафт) був у 1,8 раза меншим у порівнянні з її схилом (транселювіальний ландшафт) та у 1,6 раза меншим у порівнянні з підніжжям гряди (трансаккумулятивний ландшафт).

Російськими дослідниками [6] у 30-км зоні відчуження ЧАЕС у 1987-1988 рр. була вивчена міграція ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві на трьох геохімічних профілях у геохімічно спряжених ландшафтах. Зроблено загальний висновок про те, що за такий короткий термін часу після аварії направленість геохімічних потоків ^{137}Cs у спряжених ландшафтах ще чітко не проявилася. Проте було показано, що в окремих випадках все ж спостерігалася значна динамічність геохімічних процесів та їх направленість на винесення радіонуклідів з елювіальних ландшафтів у бік транселювіальних та трансупераквальних, зокрема на крутому березі р. Прип'ять та на прирусловій ділянці її заплави.

О.З.Коротковою [4] у Житомирському Поліссі вивчено вплив типу лісового ландшафту

(елювіального, транселювіального та ін.) на вертикальний перерозподіл ^{137}Cs у ґрунтах та зроблено висновок про те, що за 12 років після аварії відбувся суттєвий перерозподіл згаданого радіонукліду у ґрунтах між спряженими у рельєфі ландшафтами. Показано, що найбільша щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs спостерігалася біля підніжжя схилу дюни у трансаккумулятивному ландшафті, а найменша – на верхівці дюни в елювіальному ландшафті; проміжні значення згаданого показника були характерними для схилу дюни у транселювіальному ландшафті.

Комплексний ландшафтний та балансовий підхід до вивчення міграції радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів 30-км зони ЧАЕС використано у дослідженні українськими географами [5]. Зокрема, за балансом сумарної активності ^{137}Cs ними були виділені три типи ландшафтів: з нейтральним балансом; негативним балансом, коли переважаючими є процеси самоочищення; позитивним балансом, коли переважають процеси акумуляції радіонукліду.

Важливим є вивчення впливу геохімічних бар'єрів на латеральну міграцію ^{137}Cs у системі геохімічно спряжених ландшафтів. Зокрема, результати досліджень за проектом ЕСР-3 [18] дозволили зробити висновок про те, що геохімічні бар'єри між суходолом та болотами функціонують завдяки специфічним ґрунтам та біоті, особливо мохоподібним. Л.І.Страх [13] були проаналізовані закономірності акумуляції ^{137}Cs на геохімічних бар'єрах між спряженими дюнними та болотними ландшафтами Білоруського Полісся. Зроблено висновок про значне концентрування згаданого радіонукліду на геохімічному бар'єрі краю болота та про більшу у 1,5-2 рази швидкість вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунті бар'єру, що обумовлено підвищеним вмістом мобільних форм радіонукліду у його ґрунті. Також наголошено на функціонуванні у крайовій зоні болота біогеохімічного бар'єру, головним чином, завдяки моховому покриву. На функціонуванні мохового покриву як потужного біогеохімічного бар'єру на болотах Українського Полісся також наголосили О.О.Орлов та В.В.Долін [7].

Об'єкт досліджень

Дослідження проведено у липні 2020 р. на комплексному біогеоценотичному стаціонарі завдовжки 160 м, закладеному у 2003 р. у ДП «Білокорівське лісове господарство», Замисловицькому лісництві, кварталі 3, виділі 1 на типовій для Українського Полісся катені – ділянці геохімічно спряжених ландшафтів, які закономірно чергуються у рельєфі.

У складі катени представлені 5 елементарних ландшафтів за класифікацією М.А. Глазовської [2] та О.І. Перельмана [9]: висока піщана дюна з відносною висотою близько 10 м та крутизною схилів до 20° (верхівка – елювіальний ландшафт) переходить у схил північної експозиції (транселювіальний ландшафт), далі – у підніжжя дюни (трансакумулятивний ландшафт), потім через вузьку смугу крайової зони болота (трансупераквальний ландшафт) переходить у супераквальний ландшафт – спочатку у мезотрофне, а далі від берега у напрямку до центра болотного масиву – в оліготрофне болото.

Об'єктом досліджень був екотон між лісовими екосистемами та крайовою зоною мезотрофного болота, завширшки до 6 м, де сформувався трансупераквальний ландшафт із вираженими рисами комплексного геохімічного бар'єра. Його межі первинно встановлено у 2003 р. за зміною у латеральному напрямку величини щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у шарі 0-40 см (крок відбору зразків ґрунту по трансекті у катені – 2 м) та підтверджено у 2020 р. (табл. 1).

Дані таблиці 1 підтверджують, що на точках №№ 28-31 при переході від транселювіального та трансакумулятивного ландшафтів до супераквального ландшафту щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs значно збільшувалася як у 2003 р., так і у 2020 р. Ця вузька смуга виділена нами у трансупераквальний ландшафт.

У згаданому ландшафті деревостан природного походження складався з сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) віком 60 років, середньою висотою 24 м,

середнім діаметром 22 см, повнотою 0,80, ІА бонітету, з запасом деревини – 350 м³/га. Слід зазначити, що наведена продуктивність деревостану була максимальною по катені.

Трав'яно-чагарничковий ярус був густим, нерівномірним, мав проективне покриття 65-70%. У ньому співдомінували такі види, як орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) (20-25%), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) (20-25%) та брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) (10-12%). Значною участю та постійністю у складі даного ярусу характеризувалися молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench) (3-5%), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.) (3-5%), андромеда багатоліста (*Andromeda polifolia* L.) (1-3%). Моховий ярус був майже суцільним, мозаїчним, що віддзеркалювало перехідний характер досліджуваного фітоценозу. Співдомінували в цьому ярусі болотні мохи – сфагн оманливий (*Sphagnum fallax* (H.Klinggr.) H.Klinggr.) (25-30%) та сфагн волосистий (*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.) (10-15%). Однак у моховому ярусі також зустрічалися типові лісові мохи, зокрема, плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.) (25-20%) та дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw. ex anon.) (8-10%). Лишайниковий ярус представлений епіфітним під'ярусом на стовбурах сосни, переважно гіпогімнією здutoю (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.). До складу ярусу макроміцетів входили моховик жовто-бурий (*Suillus variegatus* (Fr.) Kuntze), хрящ-молочник гірчак (*Lactarius rufus* (Scop.) Fr.), свинушка тонка (*Paxillus involutus* (Batsch) Fr.) та ін.

Таблиця 1. Зміна величини щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs спряжених ландшафтів у нижній частині катени (50-см шар ґрунту)

Table 1. Changes in density of ^{137}Cs contamination of soil of connected landscapes in the lower catena part (50-cm soil layer)

Тип ландшафту	№ точки	Відносна висота, м	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк·м ⁻² (2003 р.)	Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк·м ⁻² (2020 р.)
Транселювіальний	23	2,4	28,84	18,87
	24	2	34,86	22,00
Трансакумулятивний	25	1,6	32,32	27,62
	26	1,2	32,54	28,78
	27	0,8	33,84	30,69
Трансупераквальний	28	0,4	49,28	32,00
	29	0	56,64	35,60
	30	-0,2	57,35	39,40
	31	-0,4	30,24	26,00
Супераквальний	32	-0,6	24,00	18,00
	33	-0,8	22,80	17,32
	34	-1,0	22,00	17,00

У досліджуваному біогеоценозі сформувався специфічний ґрунт, який мав риси як болотних, так і лісових ґрунтів. Сучасний опад (Н₀ нерозкладена)

складався переважно з хвої сосни, а також опад чагарничків і трав. Болотний аналог лісової підстилки – дернинно-торф'яний горизонт або очіс (Н₀dt) мав

товщину до 5 см і складався з напіврозкладених решток мохів, опадів деревостану, чагарничків і трав. Нижче знаходилися горизонти мезотрофного торфу (T₁-T₅) загальною потужністю 25 см, які різко переходили в ілювіальний гумусово-залістийоглеєний горизонт (Ihgl) потужністю 10 см, коричневий, важкосупіщаний, вологий, з іржавими затьокками та залістими ортштейнами, перехід поступовий. Глибше 35 см мінерального ґрунту знаходиться материнська порода ілювіювана та оглеєна (Pigl) – світло-коричнева, помітно світлішає в глибину, супіщана, волога. Таким чином, наведений ґрунт – торф'янисто-гумусово-ілювіально-залістий, глейовий на флювіо-гляціальних піщаних відкладах.

Методика досліджень

Закладання пробної площі, відбір зразків ґрунту та всіх ярусів рослинності, оцінку їх вагових показників проводили за загальноприйнятими методиками [12, 17].

Для радіоекологічної характеристики ґрунтів закладали ґрунтовий профіль, з якого з площі 500 см² відбирали зразки сучасного опаду, очосу, а також послідовно – 5-см шари торфових та мінеральних горизонтів ґрунту до глибини 50 см від денної поверхні.

На пробній площі спилювали три модельні дерева сосни, які характеризували основні ступені товщини деревостану. З крони дерев відбирали зразки товстих і тонких гілок пропорційно їх масі, пагони однорічні, шпильки загальні. З відрізків стовбура на висоті 130 см відбирали деревину без кори, кору зовнішню, кору внутрішню з лубом.

Відібрані зразки ґрунту та рослин висушували до повітряно-сухої маси протягом 72 годин за температури 80°C та гомогенізували. Вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs проводили на багатоканальному спектроаналізаторі СЕГ-001 «АКП-С»-150 із сцинтиляційним детектором БДЕГ-20Р1. Відносна похибка вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs не перевищувала 15%.

Показником інтенсивності акумуляції ¹³⁷Cs надземною фітомасою рослин з ґрунту слугував коефіцієнт переходу (КП) у ланці «ґрунт – рослина» або «ґрунт – гриби» – відношення питомої активності ¹³⁷Cs у фітомасі (Бк·кг⁻¹) до щільності забруднення ґрунту радіонуклідом (кБк·м⁻²), тому він мав розмірність м²·кг⁻¹·10⁻³. Для лишайників пораховано коефіцієнт накопичення (КН) у ланці «слань – зовнішня кора сосни» як відношення питомої активності ¹³⁷Cs у сланях лишайника (Бк·кг⁻¹) до питомої активності ¹³⁷Cs у корі сосни зовнішній (Бк·кг⁻¹), він визначався у відносних одиницях.

За В.В. Доліним [3], для біогеоценозу в цілому розраховано коефіцієнт геохімічного переходу (КГП)

як відношення сумарної активності ¹³⁷Cs у фітомасі на одиниці площі (Бк·га⁻¹) до щільності забруднення ¹³⁷Cs ґрунту (Бк·га⁻¹).

Статистичну обробку експериментальних даних проводили за допомогою стандартних пакетів програм «Statistica 7.0» та Excel загальноприйнятими методами варіаційної статистики.

Отримані результати та їх обговорення

Визначальну роль у зміні умов міграції ¹³⁷Cs у досліджуваному трансупераквальному ландшафті відіграє ґрунт. Радіальний розподіл питомої та сумарної активності ¹³⁷Cs у ґрунтовому профілі на пробній площі представлено на рисунку 1.

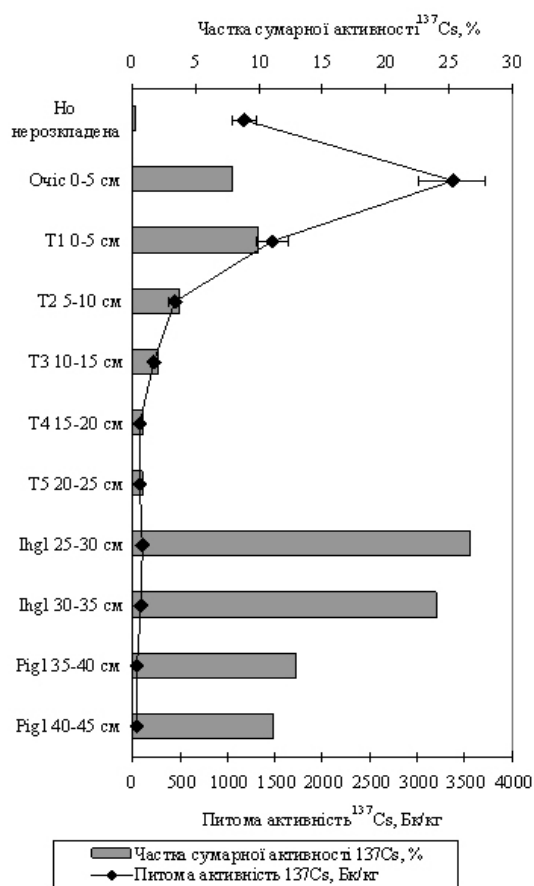


Рис. 1. Радіальний розподіл ¹³⁷Cs у ґрунті біогеохімічного бар'єру крайової зони болота у трансупераквальному ландшафті

Fig. 1. Radial distribution of ¹³⁷Cs in the soil of biogeochemical barrier of marginal zone of the bog in transsuperaquatic landscape

Як видно з рисунку 1, у ґрунті відбувається швидке збільшення питомої активності ¹³⁷Cs від сучасного опаду (1180±125 Бк·кг⁻¹) до очосу (3370±350 Бк·кг⁻¹) із наступним досить інтенсивним зменшенням у торфі – від 1472±170 Бк·кг⁻¹ у шарі 0-5 см до 68±7 Бк·кг⁻¹ у шарі 20-25 см. Порівняно незначна питома активність радіонукліду у сучасному опаді пояснюється тим, що цей показник визначається

сучасним надходженням ^{137}Cs до фітомаси та, відповідно, до рослинного опаду. Очіс, який складається переважно з напіврозкладених решток мохів зі значними включеннями опаду та відпаду інших компонентів фітоценозу, віддзеркалює інтенсивність акумуляції радіонуклідів у минулий період (до 10-12 років), однак суттєве збільшення ступеню розкладу мортмаси в очіс зумовлює концентрування в ньому ^{137}Cs . Цей шар виступає як перший внутрішньогрунтовий бар'єр на шляху радіальної міграції радіонуклідів вглиб ґрунту. Торфові ж горизонти характеризуються значною сорбційною ємністю по відношенню до ^{137}Cs , однак ця сорбція є обмінною, визначається ступенем обводнення торфових горизонтів і може суттєво змінюватися навіть протягом одного вегетаційного періоду. Шар торфу виступає як другий внутрішньогрунтовий бар'єр.

В ілювіальному гумусово-залістому оглеєному горизонті (Ihgl) відбувається збільшення питомої активності ^{137}Cs у 1,5 рази у порівнянні з останнім горизонтом торфу, що пояснюється вмиванням у цей шар частинок мінерального дрібнозему, розчинених гумусових речовин та колоїдних частинок.

На нашу думку, цей горизонт є третім внутрішньогрунтовим бар'єром у досліджуваному біогеоценозі.

Зміна у шарі Ihgl окислюваного середовища на відновлювальне глеєве дозволяє визначити цей шар як глеєвий бар'єр.

В ілювіюваній оглеєній материнській породі у шарі Pigl 35-40 см питома активність ^{137}Cs зменшується в 1,9 рази у порівнянні з шаром Ihg 30-35 см – з $88 \pm 10 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ до $47 \pm 5 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$.

Однак, на нашу думку, більш інформативну картину дозволяє отримати аналіз радіального розподілу не питомої активності ^{137}Cs у ґрунті, а сумарної активності згаданого радіонукліду, що пояснюється кардинальними відмінностями об'ємної маси окремих горизонтів дослідженого ґрунту. Дані рисунку 1 дозволяють стверджувати, що, в цілому, радіальний розподіл питомої активності ^{137}Cs у ґрунті є оберненим такому для сумарної активності радіонуклідів. Виявлено, що максимальна частка сумарної активності ^{137}Cs у ґрунті спостерігалася у шарі Ihg 25-30 см – 26,70% та шарі Ihgl 30-35 см – 23,96% – на третьому внутрішньогрунтовому бар'єрі. Поступове зменшення цього показника відбулося нижче – у шарах Pigl, до 12,90 та 11,14% відповідно.

Внаслідок незначної маси на одиниці площі та порівняно невисоких значень вмісту радіонуклідів мінімальною часткою сумарної активності ^{137}Cs у

ґрунті характеризувався сучасний опад – 0,19%, в очіс згаданий показник збільшився у 42 рази – до 7,97%. У шарі торфу 0-5 см відбулося подальше збільшення частки сумарної активності ^{137}Cs від загального запасу у ґрунті – до 9,94%. Однак у більш глибоких горизонтах торфу спостерігалася експоненційне зменшення частки утримуваного радіонуклідів з глибиною.

Узагальнення даних радіального розподілу ^{137}Cs у ґрунті геохімічного бар'єру демонструє, що аналогії лісової підстилки (H_0 нерозкладена та очіс) у сумі містили 8,16% сумарної активності ^{137}Cs від ґрунту в цілому; торф (0-25 см) – 17,14%; а мінеральні горизонти (Ihgl та Pigl) – у сумі 74,7%. Наведений розподіл свідчить, що головна частка сумарної активності ^{137}Cs вже мігрувала за межі торфового шару у мінеральні горизонти ґрунту.

Таким чином, у ґрунті пробної площі у трансупераквальному ландшафті виділяється латеральний фізико-хімічний бар'єр, який зумовлює концентрування ^{137}Cs у вузькій смужці завширшки 6-8 м. Він об'єднує бар'єри різних класів – сорбційний, який формується внаслідок значної сорбційної ємності торф'яних горизонтів до ^{137}Cs [10]. Також торф'яний горизонт в цьому ландшафті виступає як біогеохімічний бар'єр, на якому концентруються хімічні елементи, в т.ч. ^{137}Cs , які надходять до нього з рештками рослин. У торфі спостерігається просторове поєднання сорбційного та біогеохімічного бар'єрів, що загалом є типовим для Полісся [13, 14].

Отримання як вагових характеристик біогеоценозу на одиниці площі, так і радіоекологічних параметрів дозволило розрахувати розподіл валового запасу ^{137}Cs між його компонентами (табл. 2).

Дані таблиці 2 демонструють, що у межах кожного компоненту біогеоценозу (ярусі рослинності, ґрунті) середні значення питомої активності ^{137}Cs широко варіювали. Зокрема, у сосновому деревостані значення цього показника коливалися від $1520 \pm 244 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у пагонах однорічних до $167 \pm 15 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у стовбуровій деревині; у трав'яно-чагарничковому ярусі – від $3023 \pm 280 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Melampyrum pratense* до $557 \pm 60 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Andromeda polifolia*; у моховому ярусі – від $2810 \pm 280 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Sphagnum fallax* до $1064 \pm 100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Pleurozium schreberi*; у лишайниковому ярусі – від $4292 \pm 450 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Hypogymnia physodes* до $3657 \pm 370 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Pseudevernia furfuracea*; у ярусі макроміцетів – від $20600 \pm 2100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Suillus variegatus* до $10153 \pm 1200 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Russula emetica*.

Становить значний інтерес розподіл сумарної активності ^{137}Cs між компонентами біогеоценозу, який досліджується (рис. 2).

Таблиця 2. Розподіл активності ^{137}Cs у біогеоценозі біогеохімічного бар'єру крайової зони болота у транссупераквальному ландшафті

Table 2. Distribution of ^{137}Cs activity in biogeocenosis of biogeochemical barrier of marginal zone of the bog in transsuperaquatic landscape

Компонент біогеоценозу	Маса, кг·га ⁻¹	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹	Активність ^{137}Cs , кБк·га ⁻¹	Частка активності ^{137}Cs від БГЦ, %
ДЕРЕВНИЙ ЯРУС	84840	*289	24517,7	8,96
Деревина	61300	167±15	10237,1	3,74
Кора зовнішня	10120	434±21	4392,1	1,61
Кора внутрішня	520	1330±349	691,6	0,25
Пагони 1-річні	540	1520±244	820,8	0,30
Гілки товсті	5450	395±42	2152,8	0,79
Гілки тонкі	2800	608±59	1702,4	0,62
Хвоя загальна	4110	1100±120	4521,0	1,65
ТРАВ'ЯНО-ЧАГАРНИЧКОВИЙ ЯРУС	1306,1	*1303	1701,2	0,618
<i>Vaccinium uliginosum</i>	80,2	1120±110	89,8	0,033
<i>Vaccinium myrtillus</i>	533	1282±133	683,3	0,25
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	282,6	1166±120	329,5	0,12
<i>Pteridium aquilinum</i>	240,5	1520±160	3656,0	0,13
<i>Andromeda polifolia</i>	23,8	557±60	13,3	0,005
<i>Molinia caerulea</i>	130,2	1321±140	172,0	0,063
<i>Melampyrum pratense</i>	15,8	3023±280	47,8	0,017
МОХОВИЙ ЯРУС	4269,4	*2211	9438,0	3,46
<i>Sphagnum fallax</i> , живий	1340	2810±280	3765,4	1,38
<i>Sphagnum fallax</i> , мертвий	820	2162±200	1772,8	0,65
<i>Sphagnum capillifolium</i> , живий	460	2780±300	1278,8	0,47
<i>Sphagnum capillifolium</i> , мертвий	430	2210±210	950,3	0,35
<i>Polytrichum commune</i>	402,8	1571±165	632,8	0,23
<i>Pleurozium schreberi</i>	428,9	1064±100	456,4	0,17
<i>Dicranum polysetum</i>	387,7	1500±148	581,6	0,21
ЛИШАЙНИКОВИЙ ЯРУС	34,85	*4086	142,4	0,052
<i>Hypogymnia physodes</i>	19,4	4292±450	83,3	0,030
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	10,33	3657±370	37,8	0,014
<i>Usnea hirta</i>	5,12	4173±410	21,4	0,008
ЯРУС МАКРОМІЩЕТІВ	48,78	*18151	885,4	0,323
<i>Russula emetica</i>	8,18	10153±1200	83,1	0,030
<i>Suillus variegatus</i>	15,32	20600±2100	315,6	0,115
<i>Lactarius rufus</i>	12,4	17027±1650	211,1	0,077
<i>Lactarius helvus</i>	6,44	16500±1720	106,3	0,039
<i>Paxillus involutus</i>	6,44	26300±2540	169,4	0,062
ГРУНТ	2688850	*88	236884,4	86,61
Н ₀ нерозкладена	390	1180±110	460,2	0,168
Н ₀ dt (очіс) 0-5 см	5600	3370±340	18872,0	6,90
T ₁ 0-5 см	16000	1472±155	23552,0	8,61
T ₂ 5-10 см	19700	440±40	8668,0	3,17
T ₃ 10-15 см	21400	217±18	4643,8	1,70
T ₄ 15-20 см	23890	80±10	1911,2	0,70
T ₅ 20-25 см	26870	68±10	1827,2	0,67
lhgl 25-30 см	620000	102±12	63240,0	23,12
lhgl 30-35 см	645000	88±9	56760,0	20,75
Pigl 35-40 см	650000	47±6	30550,0	11,17
Pigl 40-45 см	660000	40±5	26400,0	9,65
ВСЬОГО	—	—	273569,2	100,00

Примітка: знаком* позначено середньозважену питому активність ^{137}Cs

Дані рисунку 2 демонструють, що головну частку валового запасу ^{137}Cs у біогеоценозі утримував ґрунт – 86,59%, відповідно, фітоценоз містив 13,41% запасу радіонукліду. Значення КГП дорівнювало 0,16, що є близьким до відповідних показників супераквальних ландшафтів, в яких представлені лісові мезотрофні болота [7]. З ярусів фітоценозу максимальною часткою характеризувався едифікаторний ярус – деревний (8,96%), який характеризувався найменшою середньозваженою питомою активністю ^{137}Cs – 289 Бк·кг⁻¹, але найбільшою фітомасою серед усіх ярусів лісової рослинності. На другому місці знаходився моховий ярус, середньозважена питома активність ^{137}Cs в якому дорівнювала 2211 Бк·кг⁻¹, а також значною була фітомаса на одиниці площі. Участь інших ярусів фітоценозу в утриманні сумарної активності була незначною – від 0,05% у лишайникового ярусу до 0,62% у трав'яно-чагарничкового ярусу.

Важливим є порівняльний аналіз розподілу фітомаси та сумарної активності ^{137}Cs між ярусами фітоценозу (рис. 3). З даних рисунку 3 видно, що розподіл фітомаси та сумарної активності ^{137}Cs між ярусами фітоценозу кількісно значно відрізняється. Водночас порядок рядів є досить близьким. Деревостан займає провідне місце у розподілі як фітомаси, так і сумарної активності ^{137}Cs (завдяки максимальній фітомасі) і виступає як фітоценотичний бар'єр.

Моховий ярус, частка якого у створенні фітомаси становить всього 4,72%, в утриманні запасу радіонукліду є значно більшою – 25,73%, переважно за рахунок значної питомої активності ^{137}Cs . За комплексом ознак, таких як значна фітомаса на одиниці площі, високий вміст ^{137}Cs , значна сорбційна ємність по відношенню до ^{137}Cs моховий ярус виділяємо в окремий фітоценотичний бар'єр на шляху як латеральної, так і радіальної міграції згаданого радіонукліду.

Серед усіх ярусів фітоценозу трав'яно-чагарничковий ярус характеризувався найбільшим видовим різноманіттям, а також міжвидовою різницею середніх значень питомої активності ^{137}Cs , яка сягала 5,4 раза. Створюючи всього 1,44% загальної фітомаси ценозу, частка даного ярусу в утриманні радіонукліду була втричі більшою і становила 4,75%, причому переважно за рахунок значної середньозваженої питомої активності ^{137}Cs (1303 Бк·кг⁻¹) у даному ярусі. Слід окремо наголосити на тому, що, створюючи багаторусні кореневі системи, розташовані у ґрунті на різній глибині – від 1 см у *Melampyrum pratense* до 50-60 см у *Pteridium aquilinum*, цей ярус у цілому функціонує як радіальний фітоценотичний бар'єр.

Важливою є роль лишайникового ярусу в уповільненні радіальної міграції ^{137}Cs – з деревного ярусу на поверхню ґрунту. Частка ярусу у створенні фітомаси дорівнює 0,04%, а в утриманні запасу ^{137}Cs у фітоценозі – 0,05%. Роль лишайникового ярусу полягає в тому, що, перехоплюючи ^{137}Cs з кронного та стовбурового стоку, цей ярус ефективно запобігає виведенню радіонукліду за межі біологічного колообігу. Тому цей ярус ми також вважаємо специфічним фітоценотичним бар'єром.

Ярус макроміцетів, частка маси якого не перевищує 0,05% загальної біомаси ценозу, у розподілі запасу ^{137}Cs у ценозі відіграє значно більшу роль, адже його частка дорівнює 0,33%. Слід зазначити, що цей ярус досі вивчено вкрай недостатньо, ми оперували масами лише надземних плодівих тіл, не враховуючи біомасу міцелію у ґрунті, дані по якій дуже розрізнені і неоднозначні. Цілковито вірогідно, що ярус макроміцетів також виступає біогеохімічним бар'єром на шляху як латеральної, так і радіальної міграції ^{137}Cs у біогеоценозі, переважно завдяки функціонуванню міцелію.

Результати наших досліджень дозволяють зробити висновок, що весь фітоценоз на досліджуваному геохімічному бар'єрі правомірно виділити у фітоценотичний біогеохімічний бар'єр, що добре узгоджується з даними І.А. Авессаломової [1].

Становить значний інтерес порівняння інтенсивності акумуляції ^{137}Cs компонентами фітоценозу на біогеохімічному бар'єрі. Зокрема, у сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) (рис. 4) середні значення КП ^{137}Cs у різних тканин та органів відрізнялися у 9,1 раза – від $84,48 \pm 9,00 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ у пагонів 1-річних до $9,28 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ у деревини.

В цілому дані рисунку 4 свідчать, що найбільшою інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs відзначаються найбільш фізіологічно активні тканини і органи сосни – пагони 1-річні, кора внутрішня з лубом та хвоя. Наведені на рисунку 4 середні значення КП ^{137}Cs у 1,5-2,0 рази вищі у порівнянні з відповідними значеннями КП у сосни у транселювальному ландшафті, що узгоджується з результатами наших попередніх досліджень [7]. Найменшою інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs характеризувалася деревина. Порівняння даних рисунку 4 та таблиці 2 дозволяє стверджувати, що ряд тканин та органів сосни за інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs є протилежним їх ряду за часткою утримуваної сумарної активності радіонукліду. З цього випливає висновок про визначальний вплив фітомаси окремих тканин та органів дерева на перерозподіл ^{137}Cs між ними та у біогеоценозі в цілому.

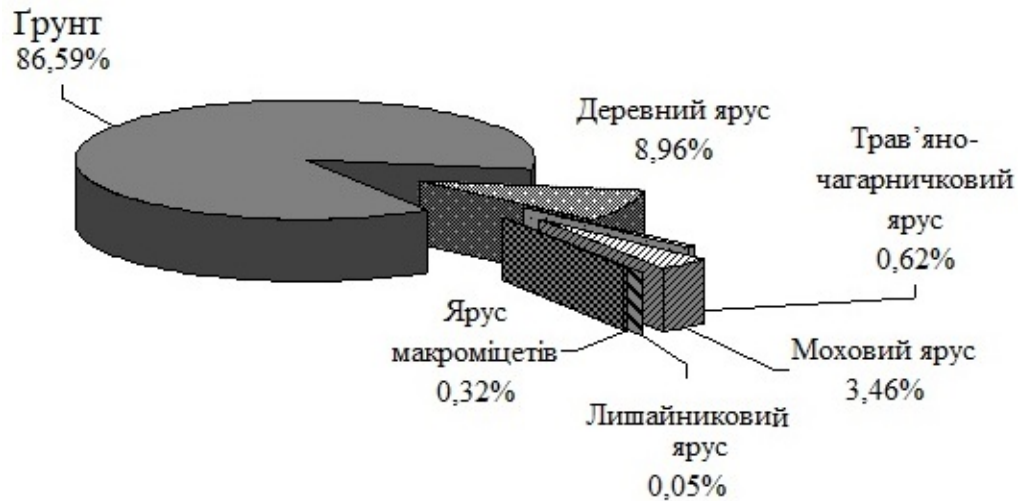


Рис. 2. Розподіл сумарної активності ^{137}Cs між компонентами біогеоценозу на геохімічному бар'єрі
Fig. 2. Distribution of the total ^{137}Cs activity among components of biogeocenosis on biogeochemical barrier

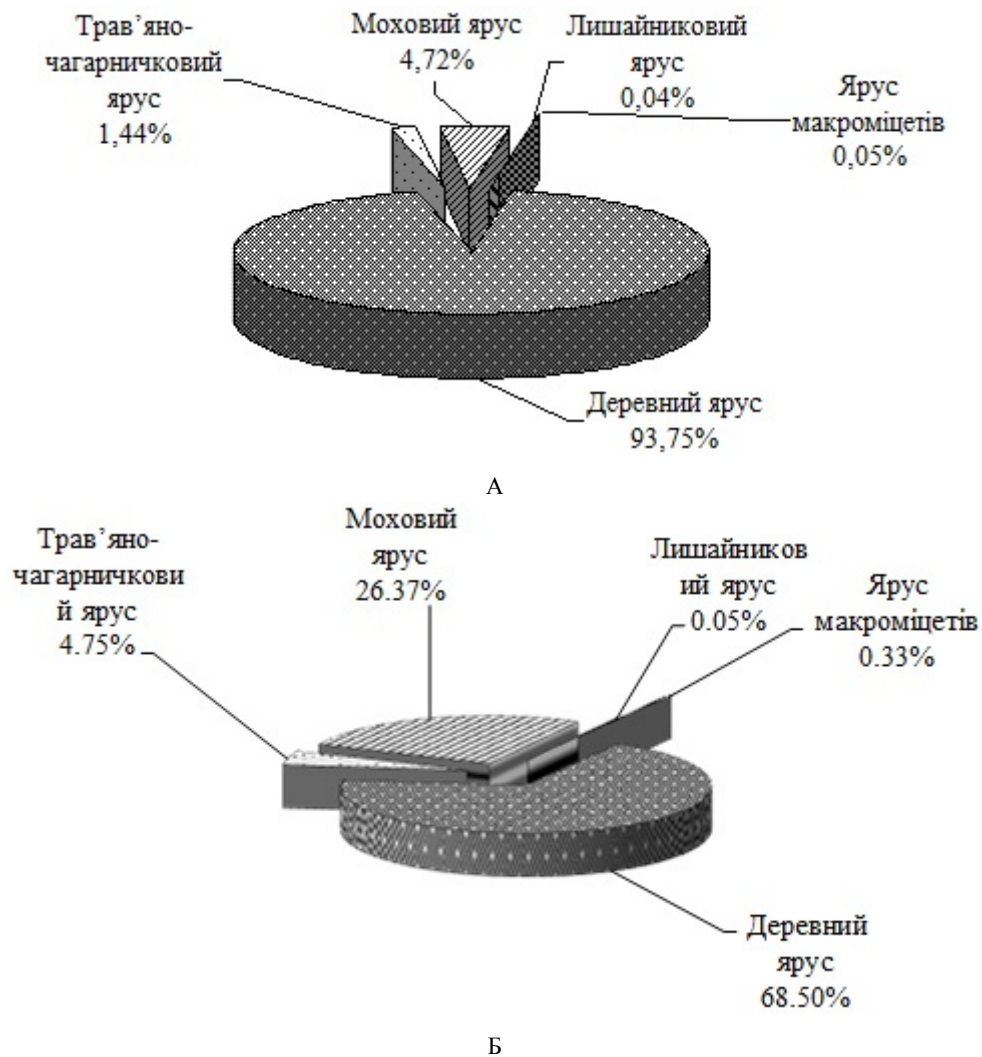


Рис. 3. Розподіл фітомаси (А) та сумарної активності ^{137}Cs (Б) між ярусами фітоценозу у трансупераквальному ландшафті
Fig. 3. Distribution of phytomass (A) and total ^{137}Cs activity (Б) among layers of phytocenosis in transsuperaquatic landscape

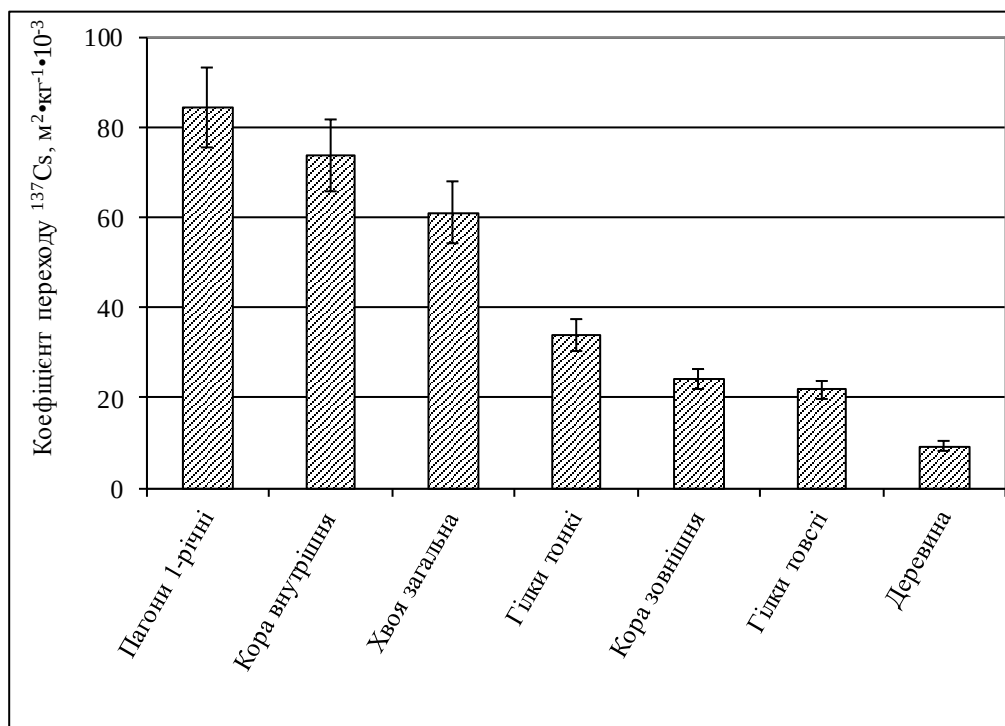


Рис. 4. Середні значення КП ^{137}Cs у різних тканин та органів сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) на біогеохімічному бар'єрі у транссупераквальному ландшафті

Fig. 4. Mean values of ^{137}Cs transfer factor in different tissues and organs of Scots pine (*Pinus sylvestris*) on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

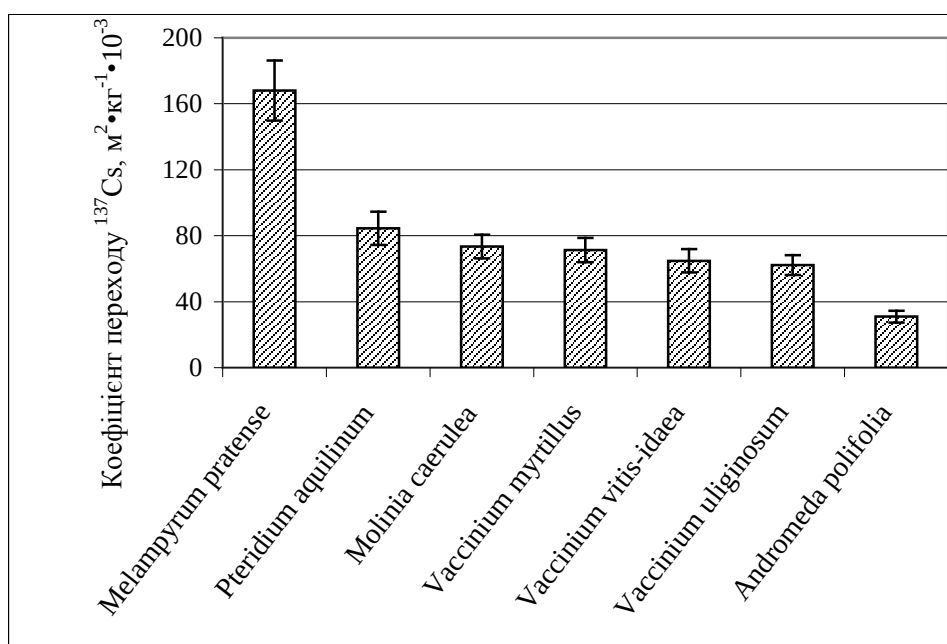


Рис. 5. Середні значення КП ^{137}Cs у різних видів трав'яно-чагарничкового ярусу на біогеохімічному бар'єрі у транссупераквальному ландшафті

Fig. 5. Mean values of ^{137}Cs transfer factor in different species of grass-dwarf-shrub layer on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

У трав'яно-чагарничковому ярусі міжвидові відмінності середніх значень КП ^{137}Cs у ланці «грунт – фітомаса» дорівнювали 5,4 раза, з максимумом у *Melampyrum pratense* – $168,0 \pm 18,22 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ та

мінімумом – $31,0 \pm 3,54 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ у *Andromeda polifolia* (рис. 5).

Підкреслимо, що значною інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs у фітомасі характеризувалися господарсько цінні види – чорниця та брусниця,

пагони і листя котрих є цінною лікарською сировиною. На досліджуваному геохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті питома активність ^{137}Cs у їх фітомасі (1282 ± 133 та 1166 ± 120 Бк·кг⁻¹ відповідно) при незначній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом ($17,99$ м²·кг⁻¹·10⁻³) приблизно вдвічі перевищувала граничний допустимий рівень вмісту ^{137}Cs у дикорослій лікарській сировині (600 Бк·кг⁻¹).

Як було показано вище, моховий ярус характеризувався значною часткою в утриманні сумарної активності ^{137}Cs переважно за рахунок високого вмісту радіонукліду. Дані рисунку 6 свідчать, що міжвидові відмінності середніх значень питомої активності ^{137}Cs у живих частинах мохів сягали 2,64 раза, з максимумом у *Sphagnum fallax* – 2810 ± 280 Бк·кг⁻¹ та мінімумом 1064 ± 100 Бк·кг⁻¹ у *Pleurozium schreberi*. Важливим є те, що, не маючи коріння, моховий покрив ефективно абсорбує ^{137}Cs з аеральних випадань, а згодом також з кронового та стовбурового стоку. У мохів найбільший вміст ^{137}Cs спостерігається в апікальних, живих, активно ростучих частинах і значно менший – у мертвих частинах під ними, які, в свою чергу, поступово трансформуються в очіс. Виявлено, що у *Sphagnum fallax* питома активність ^{137}Cs у живих частинах була в 1,30 раза більшою у порівнянні з мертвими частинами, у *Sphagnum capillifolium* цей показник також був більшим в 1,26 раза, що узгоджується з отриманими раніше даними [7].

У складі ярусу макроміцетів на пробній площі зустрічалися більше 20 видів, однак для аналізу нами відібрані лише ті види, які мають практичне значення (харчове) або характеризувалися значною біомасою плодових тіл на пробній площі. Аналіз середніх значень КП ^{137}Cs до сухих плодових тіл грибів (рис. 7) дозволяє стверджувати, що саме макроміцети серед усіх проаналізованих представників біоти характеризувалися максимальною інтенсивністю акумуляції згаданого радіонукліду.

У макроміцетів середні значення КП ^{137}Cs коливалися від $1461,9 \pm 153,22$ м²·кг⁻¹·10⁻³ у *Paxillus involutus* до $564,4 \pm 60,23$ м²·кг⁻¹·10⁻³ у *Russula emetica*. З досліджених видів макроміцетів добрим їстівним є *Suillus variegatus* із середнім значенням КП ^{137}Cs $1145,1 \pm 125,64$ м²·кг⁻¹·10⁻³, яке приблизно у 20 разів перевищує відповідне значення у цього виду в елювіальному ландшафті. Питома активність ^{137}Cs у сухих плодових тілах *Suillus variegatus* на біогеохімічному бар'єрі у 8,2 раза перевищувала граничний допустимий вміст ^{137}Cs у сухих грибах як харчовому продукті (2500 Бк·кг⁻¹) при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , яка офіційно не розглядається як радіаційно значима ($17,99$ кБк·м⁻²).

Крім того, дані таблиці 2 наочно свідчать, що питома активність ^{137}Cs у сухих плодових тілах усіх проаналізованих видів макроміцетів на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті значно перевищувала граничний вміст ^{137}Cs у твердих радіоактивних відходах (10 кБк·кг⁻¹).

Для моніторингу аеральних випадань радіонуклідів зазвичай використовують епіфітні лишайники, тому аналіз середніх значень КН ^{137}Cs у ланці «слань – кора сосни зовнішня» має практичний інтерес (рис. 8).

Дані рисунку 8 наочно свідчать, що середні значення КН у епіфітних лишайників знаходилися у вузькому діапазоні – від $9,89 \pm 1,021$ у *Hypogymnia physodes* до $8,43 \pm 0,907$ у *Pseudevernia furfuracea*. Зауважимо, що діаметри сланей *Hypogymnia physodes* не перевищували 30 мм, що свідчить про їхній вік менше 30 років. Вони лише заселилися на корі сосни під час аварійних чорнобильських випадань радіонуклідів, мали дуже малі розміри (менше 5 мм у діаметрі), не могли накопичити значну активність ^{137}Cs з аеральних випадань. На нашу думку, головну частку активності згаданого радіонукліду слані цього виду акумулювали з кронового та стовбурового стоку вже після аварійних випадань радіонуклідів. З наведених видів епіфітних лишайників найбільшою зустрічністю та інтенсивністю акумуляції відзначається *Hypogymnia physodes*, яка може бути тест-об'єктом біогеохімічного моніторингу аеральних випадань ^{137}Cs .

Висновки

1. У вузькій (завширшки 6-8 м) крайовій зоні мезотрофного болота, між трансаккумулятивним ландшафтом та супераквальним ландшафтом формується трансупераквальний ландшафт.
2. У трансупераквальному ландшафті сформувався комплексний біогеохімічний бар'єр, де на невеликій відстані просторово поєднані бар'єри різних типів – фізико-хімічні (сорбційний, глейовий та ін.) та фітоценотичні (усі яруси рослинності), латеральні та радіальні.
3. У ґрунті виявлено три біогеохімічні бар'єри – шари очосу (H_0dt), торфу (T_1-T_5) та ілювіального гумусово-залізного оглеєного горизонту (I_{hgl}).
4. Головну частку валового запасу ^{137}Cs у біогеоценозі на біогеохімічному бар'єрі утримував ґрунт – 86,59%, відповідно, фітоценоз містив 13,41% запасу радіонукліду. Значення КП дорівнювало 0,16, що є близьким до відповідних показників супераквальних ландшафтів.
5. У всіх ярусах рослинності спостерігалися значні міжвидові відмінності акумуляції ^{137}Cs з ґрунту.
6. Міграційна здатність ^{137}Cs у ланках «ґрунт – рослина» та «ґрунт – гриби» у трансупераквальному

ландшафті у 2-20 разів перевищувала аналогічні показники елювіальних та транселювіальних ландшафтів. Це зумовлює значні перевищення граничних допустимих рівнів питомої активності

^{137}Cs у лікарській сировині, ягодах та їстівних грибах при щільності забруднення ґрунту, яка офіційно не розглядається як радіаційно значима (вдвічі менша за $37 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$).

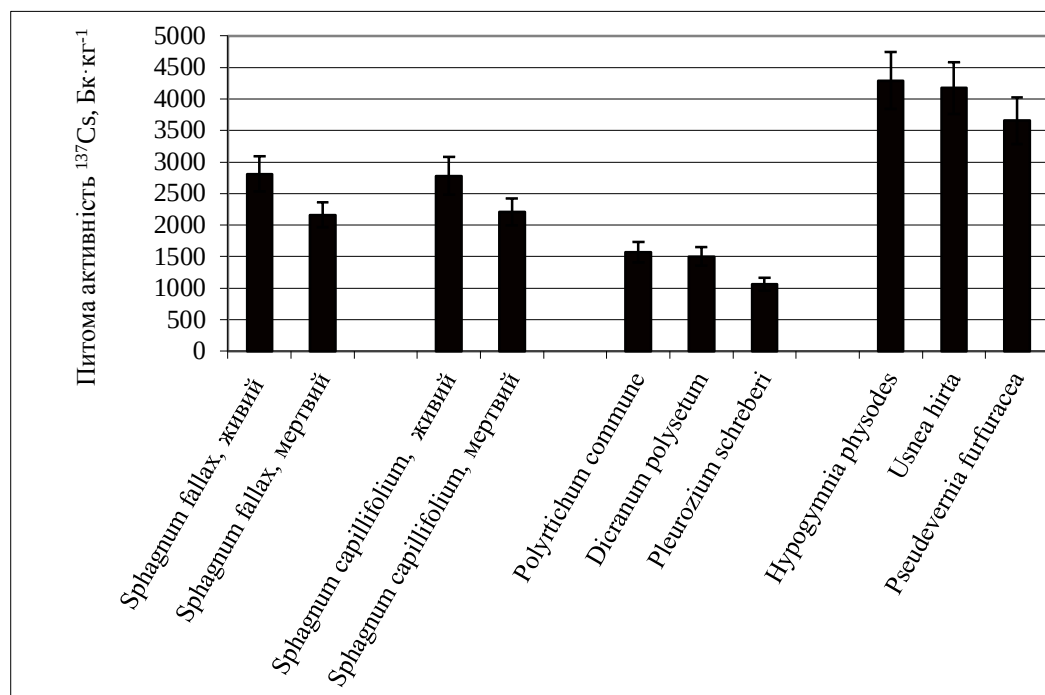


Рис. 6. Середні значення питомої активності ^{137}Cs у різних видів мохового та лишайникового ярусів на біогеохімічному бар'єрі у транссупераквальному ландшафті

Fig. 6. Mean values of ^{137}Cs specific activity in different species of moss and lichen layers on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

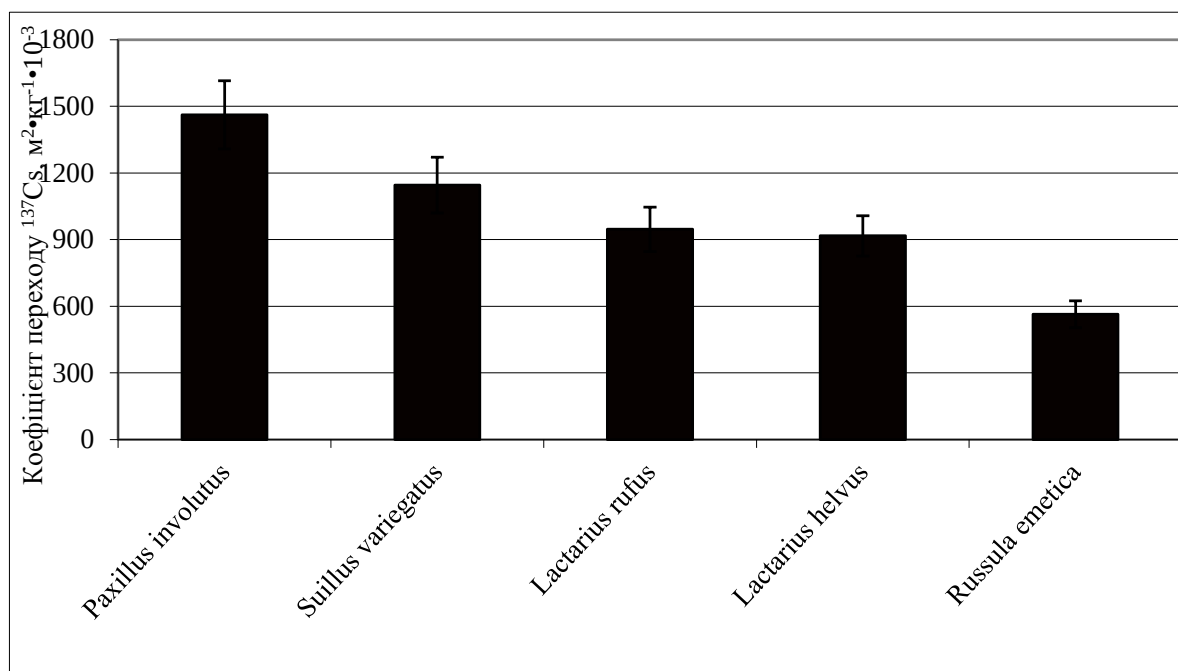


Рис. 7. Середні значення КП ^{137}Cs у різних видів макроміцетів на біогеохімічному бар'єрі у транссупераквальному ландшафті

Fig. 7. Mean values of ^{137}Cs transfer factor in different species of macromycetes on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

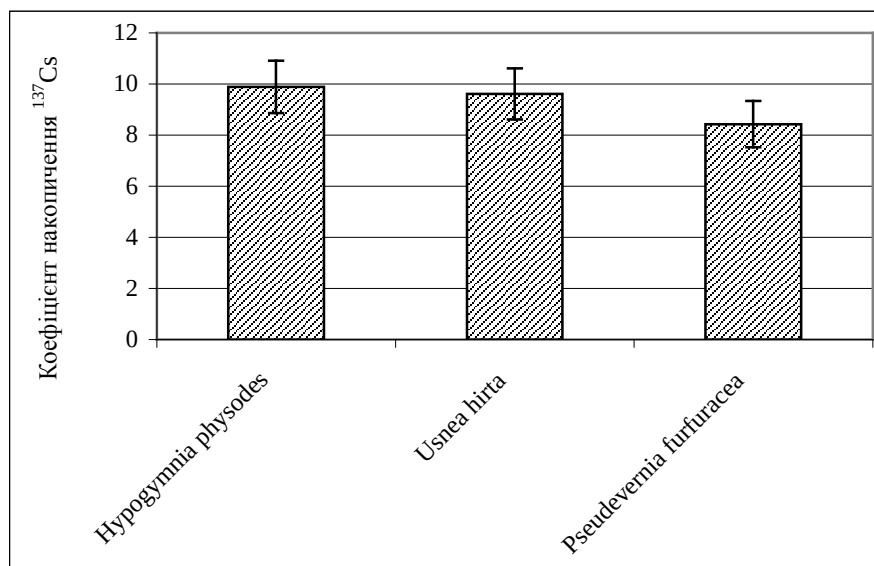


Рис. 8. Середні значення КН ^{137}Cs у ланці «слань лишайника – кора сосни зовнішня» на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті

Fig. 8. Mean values of ^{137}Cs concentration ratio in the chain «lichen thalli – external pine bark» on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

Література

1. Авессаломова И.А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов: Учеб.-метод. пособие. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1987. 108 с.
2. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1964. 229 с.
3. Долін В.В. Самоочищення наземних екосистем Українського Полісся від радіаційного забруднення: Автореф. дис. ... доктора геол. наук. Київ, 2004. 36 с.
4. Короткова О.З. Накопичення ^{137}Cs основними дикорослими ягідними рослинами лісів Українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. сільськогосп. наук. Житомир, 2000. 19 с.
5. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В., Петров М.Ф., Сорокина Л.Ю., Ткаченко А.Н. Под ред. А.М. Маринича. К.: Наук. думка. 1994. 112 с.
6. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС. *Экология*. 1990. № 3. С. 30-35.
7. Орлов О.О., Долін В.В. Біогеохімія цезію-137 у лісобо́лотних екосистемах Українського Полісся. К.: Наук. думка, 2010. 198 с.
8. Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б. Миграция искусственных радионуклидов в природных биогеоценозах. *Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации*. Сыктывкар: Коми-филиал АН СССР. 1976. С. 30-45.
9. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высш. шк., 1975. 342 с.
10. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высш. шк., 1989. 528 с.
11. Перельман А.И., Борисенко Е.Н., Воробьев А.Е. и др. Систематика и картографирование геохимических ландшафтов при решении геоэкологических задач. *Междунар. симп. по прикладной геохимии стран СНГ*: Тез. докл. Москва. 1997. С. 137.
12. Родин Л.Е., Ремезов Н.П., Базилевич Н.И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах. Л.: Наука, 1968. 145 с.
13. Страх Л.И. Геохимические барьеры краевой зоны болота Белорусского Полесья и концентрация на них ^{137}Cs : Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – М.: МГУ. 1999. 24 с.
14. Страх Л.И., Кнатько В.А. Концентрация цезия-137 на биогеохимическом барьере краевой зоны болота Белорусского Полесья. *Весті АН Беларусі*. Сер. хим. наук. 1997. № 3. С.77-82.
15. Страх Л.И., Кнатько В.А. Распределение цезия-137 и других химических элементов на физико-химических барьерах краевой зоны болота Белорусского Полесья. *Весті АН Беларусі*. Сер. хим. наук. 1997. № 1. С.79-84.
16. Тюрюканова Э.Б. О биогеохимических циклах радионуклидов. *Современные задачи и проблемы биогеохимии*. Вып. 17. Москва, 1979. С. 143-150.
17. Юнатов А.А. Заложение экологических профилей и пробных площадей. Полевая геоботаника. Под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Т. III. М.-Л.: Наука, 1964. С. 9-35.
18. Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. ECP-3 Final Report. Eds. U. Sansone and O. Voitsekhovitch. Luxembourg, 1996. 230 p.

References

1. Avessalomova, I.A. (1987), Geochemical indexes in the study of landscape. M.: Moscow Univ. publ. 108 p.
2. Glazovskaya, M.A. (1964), Geochemical basis of typology and methodology of study of natural landscapes. Moscow: Moscow Univ. publ. 229 p.

3. Dolin, V.V. (2004), Selfcleaning of terrestrial ecosystems of Ukrainian Polissya from radioactive contamination. Kyiv. 36 p.
4. Korotkova, O.Z. (2000), Accumulation of ^{137}Cs by the main wild berry plants of forests of Ukrainian Polissya. Zhytomyr. 19 p.
5. Landscapes of Chornobyl zone and their assessment of migration conditions of radionuclides (1994), Davydchuk, V.S., Zarudnaya, R.F., Mikheli, S.V., Petrov, M.F., Sorokina, L.Yu., Tkachenko, A.N. Ed. A.M. Marynych. Kyiv: Naukova Dumka. 112 p.
6. Molchanova, I.V., Karavaeva, E.N., Kulikov, N.V. (1990), *Ecology*. **3**: 30-35.
7. Orlov, O.O., Dolin, V.V. (2010), Biogeochemistry of cesium-137 in forest-bog ecosystems of Ukrainian Polissya. Kyiv: Naukova Dumka. 198 p.
8. Pavlotskaya, F.I., Tiuriukanova, E.B. (1976), *Problems of radioecology and biological influence of low doses of ionizing radiation*. Syktyvkar: Komi Branch of Academy of Sciences of the USSR. P. 30-45.
9. Perelman, A.I. (1975), *Geochemistry of landscape*. Moscow. 342 p.
10. Perelman, A.I. (1989), *Geochemistry*. Moscow. 528 p.
11. Perelman, A.I., Borisenko, E.N., Vorobjov, A.E. et al. (1997), *Intern. Symp. on Applied Geochemistry of CIS countries*. Moscow. P. 137.
12. Rodin, L.E., Remezov, N.P., Bazilevich, N.I. (1997), *Guidelines to study of dynamics and biological circle in phytocenoses*. Moscow. 145 p.
13. Strakh, L.I. (1999), *Geochemical barriers of the marginal zone of the bog of Belorussian Polesseye and concentration ^{137}Cs on it*. Moscow. 24 p.
14. Strakh, L.I., Knatko, V.A. (1997), *News of Academy of Sciences of Belorussia*. Series of Chem. Sci. **3**: 77-82.
15. Strakh, L.I., Knatko, V.A. (1997), *News of Academy of Sciences of Belorussia*. Series of Chem. Sci. **1**: 79-84.
16. Tiuriukanova, E.B. (1979), *Modern tasks and problems of biogeochemistry*. **17**. Moscow. P. 143-150.
17. Yunatov, A.A. (1964), *Field Geobotany*. Eds. E.M. Lavrenko and A.A. Korchagin. Vol. 3. Moscow-Leningrad: Nauka. P. 9-35.
18. Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl (1996). Luxembourg. 230 p.

REGULARITIES OF ^{137}CS MIGRATION ON GEOCHEMICAL BARRIERS OF MARGINAL ZONE OF MEZOTROPHIC BOG IN UKRAINIAN POLISSYA

O. Orlov

O. Orlov, PhD, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

It was shown that in the narrow marginal zone (about 6-8 m wide) of a mezotrophic bog, typical for the northern part of Ukrainian Polissya, a transsuperaquatic landscape is formed between transaccumulative and superaquatic landscapes. In the transsuperaquatic landscape a complex biogeochemical barrier has been formed. Here, at a short distance, barriers of different types are spatially connected – physico-chemical (sorption, gley etc.) and phytocenotic (all vegetation layers), lateral and radial. It was found that due to lateral ^{137}Cs redistribution among the geochemically connected landscapes of the catena, there was observed the concentration of the radionuclide on the investigated complex biogeochemical barrier. Three biogeochemical barriers were found in the soil – layers of semi-decomposed residuals of mosses, trees and grasses ($H_0\text{dt}$), peat (T_1-T_3) and iluvial humic-ferruginous gley horizon (I_{hgl}), which slow down ^{137}Cs migration both in lateral and radial directions. Generalization of data on ^{137}Cs radial distribution in the soil of the geochemical barrier shows that analogs of the forest litter (H_0 non-decomposed and layer of $H_0\text{dt}$ – semi-decomposed plant residuals) contained 8.16% of the total ^{137}Cs activity in the soil; peat (0-25 cm) – 17.14%, and the mineral horizons (I_{hgl} and P_{igl}) – 74.7%. This distribution testifies about high speed of radial ^{137}Cs migration in the studied soil, insofar as the main part of the total activity of ^{137}Cs has already migrated beyond the boundaries of the peat layers to the mineral horizons. The calculations showed that the main part of the total stock of ^{137}Cs in biogeocenosis on the biogeochemical barrier in the transsuperaquatic landscape was retained in soil – 86.59%, accordingly phytocenosis contained 13.41% of the total stock of the radionuclide. The geochemical transfer coefficient was 0.16, which was close to the corresponding values for the superaquatic landscapes. Significant interspecific differences in ^{137}Cs accumulation were observed in all layers of vegetation. The migration ability of ^{137}Cs in the chains «soil – plant» and «soil – fungi» in the transsuperaquatic landscape was evaluated based on the mean ^{137}Cs transfer factor (TF) values to be 2-20 times higher than that for the eluvial and transeluvial landscapes. This leads to significant excess of the permissible levels of the ^{137}Cs specific activity in medicinal plants, wild berries and edible mushrooms at soil contamination density with ^{137}Cs which is not officially regarded as radiationally hazardous (about two times less than $37\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$).

Key words: biogeochemical barrier, transsuperaquatic landscape, biogeocenosis, ^{137}Cs , soil, layers of vegetation, intensity of ^{137}Cs accumulation.



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.071>

УДК 553.495 (504.55.054:622)

**Верховцев В.Г., Семенюк М.П., Вайло О.В., Ганевич А.Є.,
Задорожний Д.Б., Мещеряков С.В.**

Верховцев В.Г. докт. геол. н., зав. від. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», Verkhovtsev@ukr.net, orcid.org/0000-0002-1015-6725

Семенюк М.П. к. геол.-мін. н., пров. н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», IGNS_Semeniuk@nas.gov.ua, orcid.org/0000-0001-8204-1356

Вайло О.В. к. геол.-мін. н., ст. н.с. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», O.Vailo@nas.gov.ua, orcid.org/0000-0001-9540-2448

Ганевич А.Є. н.с. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ganevich19@gmail.com, orcid.org/0000-0001-8594-7532

Задорожний Д.Б. технік ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», zddima0@gmail.com

Мещеряков С.В., провідний інженер, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ORCID: 0000-0003-4728-8315, IGNS_Meshcheriakov@nas.gov.ua

ГЕОДИНАМІКА УРАНОВОРУДНИХ ПОЛІВ ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ІНГУЛЬСЬКОГО МЕГАБЛОКУ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА

Інгальський мегаблок Українського щита вміщує низку ендегенних родовищ натрій-уранової формації, які розробляються вже понад 55 – 60 років. За виключенням Кіровоградського урановорудного району, родовища якого контролюються розривними порушеннями однойменної зони розломів, Ватутінське і Новокосянтинівське рудні поля займають позиції у межах Новоукраїнського граніто-гнейсового купола і у безпосередній близькості до більш пізнього геоструктурного утворення – Корсунь-Новомиргородського плутона. Наголошуючи на високому ступені насиченості Інгальського мегаблоку ендегенними родовищами урану, підкреслюється, що в них зустрічається також підвищений вміст торієвих мінералів, і у сукупності з урановими вони продукують висхідні газові потоки радону. Тому дослідження динаміки верхніх горизонтів літосфери і тісно пов'язаною з нею динаміки гідросфери (підземної і поверхневої), а також газової сфери, особливо актуалізуються як в районах урановорудних полів, так і на ділянках, прилеглих до гірничовидобувних підприємств. За межами безпосереднього впливу на радіоекологічну ситуацію урановидобувних підприємств особливої уваги заслуговують дослідження динаміки літосферної поверхні, включно з розломно-блоковими структурами та кінематикою розривних порушень, які впливають на поширення підземних та вкриті поверхневих вод, забруднених ураном, у навколишнє середовище. На площах урановорудних полів кінематичні характеристики диз'юнктивів сприяють більш коректному прогнозу накопичення радону в природних слабоізольованих підземних розуцільнених структурах і акумуляції більш довгоживучих продуктів його розпаду ^{226}Ra , ^{210}Pb , та ^{210}Pb з тривалими періодами виведення із організмів біологічних об'єктів. Підкреслюється, що в гірничих виробках видобувних підприємств технологічний процес супроводжується нітратним забрудненням підземних вод, зумовленим використанням вибухівки на селітровій основі. Таким чином, для прогнозу оцінки радіаційного та нітратного забруднення навколишнього середовища промислових ділянок гірничовидобувних підприємств та суміжних територій, технологічний процес яких впливає також на динаміку літо- гідро- та газової сфери, досліджено структурно-геологічні, палеогеоморфологічні, літологічні, гідрогеологічні, гідрографічні й топографічні особливості Ватутінського і Новокосянтинівського урановорудних полів. Встановлено напрями просування фронтів підземних вод від безпосередньо уранових шахт до найближчих дренажів. Визначено рівні забруднення ураном поверхневих і підземних (колодязних) вод у межах Новокосянтинівського урановорудного поля як найбільш перспективного для нарощення видобутку урану у найближчі десятиліття. Запропоновано площі і терміни комплексного радіоекологічного моніторингу Новокосянтинівського урановорудного поля з метою прийняття превентивних заходів для унеможливлення виведення існуючих місцевих рекреаційних територій та акваторій у категорію екологічно небезпечних. На прикладі Новокосянтинівського родовища урану, як одного з найбагатіших ендегенних родовищ України, через експлуатаційні стовбури якого планується підняття на поверхню уранової руди з однотипних родовищ однойменного урановорудного поля шляхом транспортування її магістральними шптреками, запропоновано оптимальний комплекс геодинамічних досліджень у системі радіо- та загальноекологічного контролю стану навколишнього середовища подібних територій.

Ключові слова: гранітоїди, гнейси, купол, масив, плутон, геодинаміка, натрій-уранова формація, радон, нітратне забруднення, палеодолина, висхідні рухи, розломно-блокова тектоніка, урановорудне поле, літосфера, гідросфера.

Вступ. Геодинамічні умови районів розташування типових об'єктів ядерно-паливного циклу (ЯПЦ) України суттєво різняться у залежності від сучасної динаміки літо- та гідросфери різноманітних геологічних структур, які є урановорудними і знаходяться у режимі промислової експлуатації. У регіональному плані ці структури як суто тектонічного, так і ерозійно-тектонічного походження зосереджені в межах

Інгульського та Середньопридніпровського мегаблоків Українського щита (УЩ). Водночас варто зазначити, що Інгульський мегаблок є вмістилищем переважно ендегенних родовищ натрій-уранової формації, багато з яких експлуатуються понад 55-60 років, тоді як на Середньопридніпровському мегаблочі зосереджена переважна більшість екзогенних (гідрогенних) родовищ у відкладах еоцену (буцацької та київської світ), що виповнюють ерозійні і ерозійно-тектонічні крейдові і ранньопалеогенові депресії похованого рельєфу поверхні кристалічного фундаменту та його кори вивітрювання. Зазначені відмінності у розміщенні ендегенних і екзогенних уранових родовищ значним чином зумовлені динамікою літосфери і тісно пов'язаною з нею динамікою гідросфери Інгульського та Середньопридніпровського мегаблоків.

Переривчасто-імпульсна геодинаміка Інгульського мегаблоку протягом формування гранітоїдів кіровоградського і особливо новоукраїнського комплексів, а також гранітів рапаківі і габро-анартозитів Корсунь-Новомиргородського плутону сприяла розвитку процесів утворення реоморфічних гранітів з понадкларковим вмістом урану й наступному розвитку крихких (диз'юнктивних) деформацій верхніх горизонтів літосфери, активізації висхідних потоків ювенільних підземних вод, збагачених натрієм та «залізковуванню» розуцільнених диз'юнктивів натрієвими метасоматитами. Імпульсні позитивні диференційовані здіймання різновеликих літосферних блоків і граніто-гнейсових купольних структур контролювались зонами натрієвих метасоматитів, які за наявності у вміщуючих і розташованих поруч реоморфічних гранітоїдах із суттєво понадкларковим вмістом урану слугували концентраторами вилугованого урану за відповідних РТ умов цього елемента [1, 2]. Геодинамічні процеси у західній частині Інгульського мегаблоку, де сформувались головні промислові ендегенні родовища урану, відзначались активними висхідними рухами літосфери, вимірюваними 15-17 км [3] протягом ~ 220 млн років у період 2020-1800 ± 50 млн років. Ця тенденція до здіймань Інгульського мегаблоку, успадкована з раннього протерозою, з часу утворення гранітоїдів кіровоградського комплексу, прослідковується протягом багатьох наступних геологічних епох включно з сучасними вертикальними рухами земної кори [4].

На відміну від літосферної динаміки Інгульського мега-блоку, Середньопридніпровський мегаблок протягом постпінноархейського часу перебував у відносно спокійному тектонічному режимі, не зазначаючи інтегральних і конкретних диференційованих вертикальних рухів складових геологічних структур. Відмінності у геодинаміці Інгульського і суміжних Середньопридніпровського й Росинсько-Тикицького мегаблоків протягом середнього палеогену проявлені у будові геологічних розрізів буровугільних відкладів у похованих палеодолинах [5].

За результатами цих досліджень, вугільні товщі Середньопридніпровського й Росинсько-Тикицького мегаблоків представлені переважно однією верствою простої будови. Навпаки, у центральних районах

Інгульського мегаблоку (Кіровоградський і Олександрійський райони) буровугільний горизонт розщеплюється на дві-три верстви, розділені вуглистими пісками та глинами. Тобто простежується загальний тренд імпульсно-переривчастої геодинаміки (періодична зміна здіймань літосферної поверхні слабостабілізаційним режимом). Цей тренд прослідковується і на новітньому етапі динаміки літосфери Інгульського мегаблоку. Періодична зміна здіймань опусканнями фіксується у геологічних розрізах неогенових відкладів і наявності 4-5 терасових рівнів у більшості розрізів долинних форм сучасного рельєфу Інгульського мегаблоку (басейни річок Інгул та Інгулець).

Як зазначалось вище [4], Інгульський мегаблок виразно виділяється на фоні суміжних мегаблоків і за середньорічними швидкостями сучасних вертикальних рухів земної кори, зафіксованих повторними нівелювальними роботами. На час виконання цих досліджень щорічні швидкості здіймання літосферної поверхні у межах мегаблоку сягали 4-6 мм. Цей показник не є сталим і відображає саме імпульсний характер вертикальних рухів земної кори.

Зазначені особливості динаміки літосферної поверхні Інгульського мегаблоку тісно пов'язані з недокомпенсованістю дефіциту щільності верхніх горизонтів земної кори, найбільш гранітизованої у порівнянні з суміжними одноранговими структурами, і суттєво впливають на динаміку як підземних, так і поверхневих вод. За умов промислової розробки ендегенних та екзогенних уранових родовищ ця обставина впливає на радіоекологічний стан районів розміщення видобувних підприємств, що буде висвітлено нижче.

Ватутінське урановорудне поле

Ватутінське урановорудне поле знаходиться на північному заході Новоукраїнського граніто-гнейсового купола в зоні потужного корового Звенигородсько-Ганнівського розлому, одним із рудоконцентруючих елементів якого є Курниківський розлом. Геодинамічна зона впливу цього розлому є контролюючою для низки уранових родовищ та рудопроявів, зосереджених на відносно обмеженій площі 4x1,5 км, орієнтованій згідно Курниківському розлому у північно-західному-північному напрямі. Динаміка поверхні літосфери Ватутінського урановорудного поля і суміжних територій значною мірою пов'язана з дрібноблоковою структурою цього району, яка багато у чому визначається перетином Звенигородсько-Ганнівської (північний захід – північ) із субширотною Суботсько-Мошоринською зоною розломів. Окремі, активізовані на неотектонічному етапі геологічного розвитку цієї території, розривні порушення субширотного орієнтування успадковуються фрагментами долини р. Кільтен. Активна дрібноблокова геодинаміка в межах Суботсько-Мошоринської зони вплинула на інверсійний характер експонованого рельєфу по відношенню до похованих форм палеорельєфу. Зокрема, долина р. Кільтен тільки на одній ділянці, в районі с. Якимівка, успадковує депресію у рельєфі поверхні кристалічного фундаменту та його кори вивітрювання. Саме на цій ділянці, розташованій у 6-7 км на північний захід від

Ватутінського урановорудного поля, можлива акумуляція мулистого матеріалу, збагаченого урановміщуючими мінералами та супутніми елементами, які у складі шахтних вод надходили або надходять на експоновану поверхню в процесі видобувних робіт.

Долина р. Кільтен є локальною дренажною для більшості горизонтів підземних вод, за виключенням тріщинних у кристалічних породах та їх кори вивітрювання. Інверсійний характер сучасного рельєфу південно-західної частини басейну р. Кільтен зумовлює рух тріщинних вод, пов'язаних із корою вивітрювання, у південно-західному напрямі, в бік басейну р. Кагарлик, де відмітки поверхні кристалічного фундаменту та його кори вивітрювання на 15-20 м нижчі за такі у сучасній долині р. Кільтен. Локальною дренажною цих вод є палеодепресія, орієнтована в північно-західному напрямі від с. Новопавлівка (на південному сході) до с. Тимофіївка (на північному заході). На ділянці, що безпосередньо межує з урановорудним полем, у північно-східному напрямі перепад висот поверхні кристалічних порід і їх кори вивітрювання становить 25-30 м. Сучасний локальний вододіл між річками Кільтен і Кагарлик орієнтований у північно-західному напрямі і на загал, є інверсійною формою експонованого рельєфу, так як просторово корелюється з депресією в рельєфі поверхні кристалічних порід та їх кори вивітрювання. Зазначені обставини неуспадкованого в антропогені розвитку сучасного рельєфу вказують на різну динаміку підземних вод тріщинного горизонту з одного боку і тих, які сформувались в різновікових товщах осадових порід, з іншого боку.

Ці обставини впливають на напрям руху підземних вод на локальному рівні. На регіональному рівні весь стік підземних і поверхневих вод у районі Ватутінського урановорудного поля дренається сучасною долиною р. Велика Вись. Фактично, починаючи з регіонального палеовододілу, простеженого по лінії сс. Водяне, Карбівка, Олександрівка-Завадівка, звідки тріщинні підземні води рухаються загалом у північному напрямі, відбувається розубоження забруднених тією чи іншою мірою тріщинних вод, пов'язане з промисловою експлуатацією уранових покладів Ватутінського урановорудного поля. З урахуванням ступеня тектонічної тріщинуватості, палеорельєфу та динаміки тріщинних вод максимальне забруднення ураном і нітратами прогнозується для території, розташованої між долиною р. Кільтен на північному сході та сучасним локальним вододілом між річками Кільтен і Кагарлик, який трасується по лінії населених пунктів П'ятихатки – Новопавлівка.

Новокосянтинівське урановорудне поле

Наголошуючи на тісному зв'язку динаміки літосфери, у тому числі і її поверхні, з динамікою підземних і поверхневих вод, важливо зазначити, що головними транзитерами забруднення ураном, важкими металами й нітратами вод у прилеглих до урановодобувного комплексу територій, є тріщинні структури кристалічного фундаменту, лінійні ерозійні форми похованого і сучасного рельєфу та площинна

ерозія. Розробку Новокосянтинівського, Априльського, Докучаєвського, Лісового і Літнього родовищ планується реалізувати шляхом транспортування гірничої маси до головних стовбурів Новокосянтинівської шахти, яка знаходиться в межах локальних вододілів між лівими (південними) притоками р. Мала Вись та їх привододільних схилів. Власне, Державне підприємство «Новокосянтинівська шахта» на сьогодні є одним із найкрупніших гірничо-видобувних об'єктів Східного гірничо-збагачувального комбінату. Зазначені вище родовища є складовими найбільшого в Європі Новокосянтинівського урановорудного поля, розташованого у північній частині Новоукраїнського граніто-гнейсового купола у безпосередній близькості (2-9 км) від його контакту з Корсунь-Новомиргородським плутоном і контролюється крупною меридіональною складною побудованою Новокосянтинівською розломною зоною скидо-здвигового типу. За простяганням ця розломна структура простежена від Корсунь-Новомиргородського плутону на півночі до діагонального Адабашського скиду на півдні, тобто майже на 20 км. На глибину ця зона простежена буровими свердловинами більш ніж на 2 км. Горизонтальна потужність зони коливається від 1,5 км на півночі до 2 км на півдні з розширенням на глибину. Складний скидо-зсув, кінематика якого відзначається суттєвими горизонтальними зміщеннями, в межах Новокосянтинівського родовища (рис. 1) складається з чотирьох головних структур: Західного розлому, двох східних (власне Східного і Сієнітового та Діагонального), який в класичній геометрії здвигу є структурою, з'єднуючою Західний розлом з обома східними. Аналогічну рудоконтролюючу розривну структуру з ешелонами діагональних з'єднуючих куліс встановлено і детально описано на Центральному родовищі (Мічуринське рудне поле) Кіровоградського рудного району [1].

Зазначені вище чотири розривні шви Новокосянтинівського родовища складені поліхронними тектонітами: брекчіюваними, катаклазованими і тріщинуватими бластомілонітами, будинованими мілонітами і бластобрекчіями, ламкими і крихкими какіритами. Пізня тектонічна активізація виразилась у формуванні дрібних тріщин сколювання з глинками тертя та тріщин відриву. Міжшовні породні блоки, складені метасоматитами і вміщуючими гранітами, переважно катаклазовані в процесі дометасоматичного, сірудного і пострудного етапів формування розломної зони. Руди цього родовища, як і на родовищах Мічуринського рудного поля, локалізовані в зонах об'ємного катаклазу і дрібної тріщинуватості в альбітитах [1]. Таким чином, Новокосянтинівська зона розломів на Новоукраїнському граніто-гнейсовому куполі мала тривалу і складну історію розвитку, як і інші рудоконтролюючі розломи на Інгульському мегаблоці (Кіровоградський, Звенигородсько-Ганнівський), якими неодноразово переміщувались блоки різних порядків, включно з неотектонічним етапом розвитку цих структур

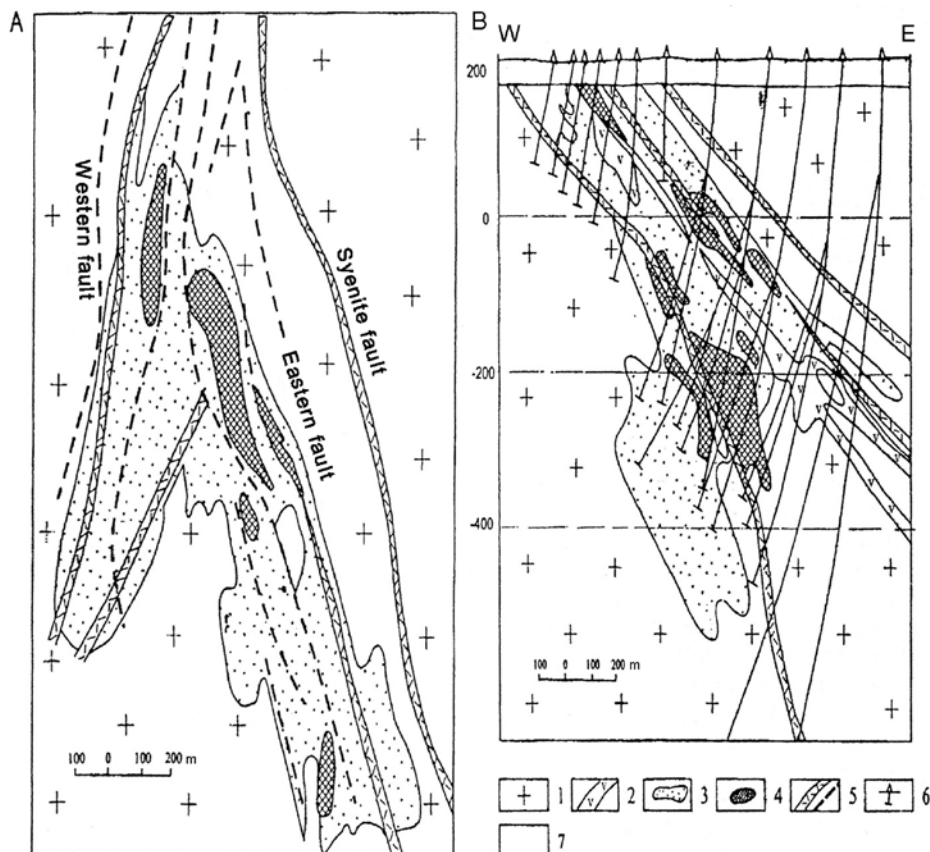


Рис. 1. Новокостянтинівське родовище (за даними КП «Кіровгеологія»): А – геологічний план поверхні кристалічного фундаменту, Б – геологічний розріз. 1 – граніти Новоукраїнського масиву, 2 – десиліковані сієнітоподібні породи, 3 – альбітити, 4 – рудні поклади, 5 – розривні порушення, 6 – свердловини (на розрізах), 7 – породи осадового чохла мезокайнозою.

Fig. 1. Novokostiantynivske deposit (according to the data of KI Kirovgeologiya): A – geological plan of the crystalline basement surface, B – geological section. 1 – granites of the Novoukrainsky massif, 2 – desilicated syenite-like rocks, 3 – albitites, 4 – ore deposits, 5 – faults, 6 – wells (in sections), 7 – rocks of the sedimentary cover of the Meso-Cenozoic.

З цими рухами земної кори пов'язаний також процес зміщення у північному напрямі регіонального вододілу між долинними системами південного стоку з однієї сторони і північного з іншої пов'язані, із зміною динаміки північної частини Інгульського мегаблоку протягом неоплейстоцену, коли завершилась епоха материкового зледеніння. Відбулась зміна тренду південної частини мегаблоку до здіймань і зміщення переважних здіймань у північному напрямі, зумовлене вивільненням зазначеної території від тиску льодовикового покриву. На території Феноскандії, де товща льодовика сягала багатьох сотень метрів, уступи морських терас Балтійського моря зафіксовані на висотах до 180 м [6]. Отже неоплейстоцен північної частини Інгульського мегаблоку знаменувався активними підняттями цієї території, бурхливим розвитком регресивної ерозії, зростанням стоку у південному напрямі підземних і поверхневих вод й розубоженням вмісту урану в еоценових відкладах похованих палеодолин. Таким чином, незважаючи на наявність великої кількості ендегенних родовищ натрій-уранової формації в північній частині Новоукраїнського гранітогнейсового купола, у відкладах еоцену відсутні промислові гідрогенні (екзогенні) родовища урану. Багато похованих палеогенових долин упродовж пліоцен-антропогену були еродовані й розчленовані на окремі мульдоподібні депресії, виповнені слабовуглефікованими піщано-глинистими відкладами крейди та еоцену, що підстилають малопотужну товщу (5-8 м) раннього міоцену. Зазначені відмінності геодинаміки північних і південних частин Інгульського мегаблоку чітко корелюються з потужностями

осадового покриву на цих територіях, які різняться на 20-35 м у бік зменшення їх у південній частині західної частини мегаблоку.

Як зазначалось вище, у геоморфологічному відношенні Новокостянтинівське родовище на рівні експонованої поверхні розміщується на вододілах і їх схилах між верхів'ями річок Мала Вись та Велика Вись, а Лісове, Літнє та Докучаєвське знаходяться на вододілі між річками Мала та Велика Висі (північний напрямок стоку) з однієї сторони та річками Плетений Ташлик і Сухий Ташлик (південний стік) – з іншої. Усі ці річкові системи належать до східної частини басейну р. Південний Буг. Територія, на якій розташовані зазначені вище родовища, являє собою субгоризонтальну рівнину з максимальними абсолютними відмітками вершинної поверхні 220-230 м, розчленовану ярами та балками. Глибини різку більшості ерозійних форм коливаються в межах 20-50 м у залежності від порядку тієї чи іншої ерозійної форми або від енергії рельєфу чи амплітуд диференційованих вертикальних блокових рухів земної кори, контрольованих елементами розривної тектоніки. Загалом, Новокостянтинівське рудне поле знаходиться у північній частині Новоукраїнської купольної морфоструктури, ускладненої лінійно-площинною, діагонально орієнтованою (північний, захід-південний схід) Криничуватсько-Краснопільською горстоподібною морфоструктурою [7].

Сучасний рельєф Новокостянтинівського рудного поля ерозійно-аккумулятивний з пологим генералізованим нахилом топографічної поверхні у північному напрямі. В орієнтуванні річкових долин і

яружно-балкових форм домінують субширотні та меридіональні азимути; епізодично трапляються діагонально орієнтовані елементи ерозійних форм рельєфу.

Майже всі ерозійні форми вироблені у товщі пізньопліоцен-антропогенових утворень, переважно суглинисто-супіщаного складу. Потужність осадової товщі, яка залягає головним чином на корі вивітрювання кристалічних порід докембрію, коливається в межах 20-70 м. Мінімальні значення потужностей осадового покриву приурочені до відносно більш глибоко врізаних річкових долин Великої та Малої Висей.

Сучасні ерозійні форми, як зазначалось вище, не успадковують похованих долин мезо-кайнозойського палеорельєфу, сформованого у кристалічних породах та їх корі вивітрювання. Зокрема, долина р. Велика Вись під прямим кутом перетинає верхів'я похованої палеодолини на ділянці південно-західної околиці с. Велика Виска, тоді як з похованою палеодолиною просторово корелюється локальний вододіл між верхів'ями Малої і Великої Висей у субширотній смузі між сс. Лутківка і Мар'янівка. Аналогічна ситуація відмічається також на ділянці долини р. Мала Вись між селами Мануйлівка і Лутківка, де одне із верхів'їв Малої Висі вхрест пересікає поховану долину, орієнтовану у північно-східному напрямі. Верхів'я Великої Висі між сс. Оникієве і Велика Виска також вхрест пересікає локальну позитивну форму палеорельєфу площею 2×5 км.

Загалом, на цій території, де розташовані Ватутінське і Новокостянтинівське рудні поля та природні суміжні екосистеми, головний сучасний вододіл між ерозійними формами з північним та південним напрямом поверхневого стоку змістився у північному напрямі по відношенню до вододілу, який існував у похованому

рельєфі поверхні кристалічних порід та їх корі вивітрювання на 2-5 км саме протягом неоплейстоцену. Різна величина зміщення зумовлена значною мірою диференційованими дрібноблоковими рухами земної кори після відступу дніпровського льодовикового язика протягом рис-вюрмської епохи антропогену. Складна мозаїка диференціації дрібноблокових рухів зумовлена також знаходженням цієї території у широкій зоні (5-7 км) зчленування Новоукраїнського гранітоїдного масиву з більш пізнім геологічним утворенням – Корсунь-Новомиргородським плутоном, геодинаміка яких суттєво різнилась на постгранітаційних етапах їх геологічного розвитку (рис. 2) [8]. Наявність на території Новокостянтинівського урановорудного поля ерозійних форм палеорельєфу впливатиме на формування гідрогеологічної депресії, її розмірів і морфології, а також на шляхи циркуляції підземних вод, їх геохімічні особливості і ступінь забрудненості продуктами функціонуючого гірничо-видобувного підприємства. Ступінь цього забруднення буде різною у конкретних горизонтах підземних вод.

У басейнах усіх трьох річок, верхів'я яких розташовані у межах Новокостянтинівського урановорудного поля, споруджено численні греблі. Вода у водоймах, особливо в тих, які розміщені у балках, слабо протічна і застійна. Цей фактор негативно впливатиме на самоочищення водойм і підвищуватиме ризик радіоактивного забруднення як донних осадів, так і води та водоростей і, природно, водоплаваючих птахів та риби.

Загалом вся зазначена вище територія знаходиться у субширотній смузі, в якій лісостепова ландшафтна зона змінюється поступово у південному напрямі степовою, з усіма характерними для таких перехідних зон компонентами ґрунтово-рослинного покриву.

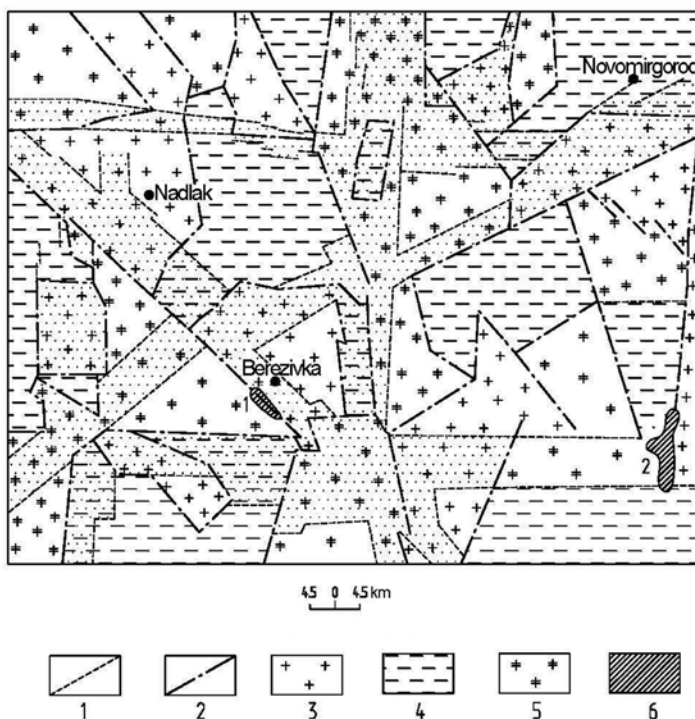


Рис. 2. Схема розломно-блокових структур Новокостянтинівського і Ватутінського урановорудних полів та суміжних територій (складено за дешифруванням матеріалів дистанційних зйомок і морфоструктурного аналізу). 1 – розломні зони; 2 – градієнтні розривні порушення; неотектонічні блоки з тенденцією: 3 – до стійких здіймань; 4 – до сповільнених здіймань; 5 – до інверсійних вертикальних рухів (кратком позначені блоки з комплексом геоморфологічних ознак тренду їх активності у голоцені); 6 – урановорудні поля: 1 – Ватутінське (Смолінське), 2 – Новокостянтинівське.

Fig. 2. Diagram of fault-block structures of the Novokostiantynivske and Vatutinske uranium ore fields and adjacent territories (compiled from the decryption of remote sensing materials and morphostructural analysis). 1 – fault zones; 2 – gradient discontinuities; neotectonic blocks with a tendency: 3 – to stable uplifts; 4 – to slow uplifts; 5 – before inversion vertical movements (blocks with a complex of geomorphological signs of the trend of their activity in the Holocene); 6 – uranium ore fields: 1 – Vatutinske (Smolinske), 2 – Novokostiantynivske.

Щільна мережа активних на неотектонічному етапі розривних порушень в зоні радіоекологічного впливу на навколишнє середовище видобутку урану на Новокосянтинівській шахті зумовлює тісний зв'язок між різними горизонтами підземних вод включно із тріщинними водами як у межах рудного поля, так і на суміжних територіях. В зонах підвищеної латеральної і вертикальної проникності рудовміщуючих порід значних глибин сягають інтенсивні процеси вивітрювання, гіпергенезу, регенерації зруденіння і міграції вод, збагачених ураном та супутніми елементами за межі родовищ і у вище розташовані підземні горизонти вод. У зазначеному аспекті особливої уваги заслуговує та обставина, що під час підготовчо-експлуатаційних робіт на Смолінській і Новокосянтинівській шахтах ще використовується вибухівка (амоніт), яка уможливило забруднення найбільш якісних тріщинних вод нітратами. Поряд із цим спричинена вибухами підвищена тріщинуватість кристалічних порід сприяє розширенню ореолів забруднення як підземних, так і у кінцевому підсумку – поверхневих вод на ділянках виходу підземних вод на експоновану поверхню. Тому майже завжди на ділянках уранових родовищ у перекриваючих кристалічні породи осадових кайнозойських відкладах (у тому числі в ґрунтах, що розорюються) виявляються ореоли підвищеного вмісту U, Th та інших елементів. Особливо чітко це проявляється на ділянках контакту рудовмісних альбітітів з породами осадового чохла, розушільними внаслідок новітніх тектонічних рухів.

У результаті експлуатації Новокосянтинівського родовища та інших родовищ однойменного урановорудного поля еволюціонує і динаміка газової складової повітряного потоку у гірничій масі на різних глибинах. Рудні поклади пересичені чисельними гірничими виробками на горизонті -300 м (на глибині ~500 м від експонованої поверхні), а тому із розвідувально-експлуатаційного (РЕ-6) і вентиляційного (В-1) шахтних стовбурів Новокосянтинівської шахти, які з'єднані на горизонті 300 м квершлагом завдовжки 1700 м, еманує радон. Глибина обсадного стовбура РЕ-6 складає 1068 м, а В-1 – 680 м. Середнє січення горизонтальних гірничих виробок (штреки, орти, розсічки та камери) 6,8-7,2 м². Також створено низку значних за об'ємом підземних виробок під склади та майстерні. Із підземних камер пробурені свердловини загальним об'ємом ~30 тисяч метрів, які перетинають рудні тіла як за падінням, так і за простяганням через 25-12,5 м. Найглибшою на родовищі є свердловина № 11, абсолютна відмітка забою якої – 2305 м. Температурний режим на родовищі, визначений по цій глибокій свердловині КП «Кіровгеологія», такий: на відмітці -300 м (горизонт гірничо-розвідувальних робіт) порядку 16-16,5°C, на відмітці -1000 м температура досягла 25-25,5°C, а на відмітці -2000 м була вище 41,5-42°C. Ці дані свідчать про те, як в результаті лише геологорозвідувальних робіт змінилась геодинаміка підземних гідро- та газової сфери вміщуючої товщі порід і самих рудних тіл в ній.

Набута в результаті геологорозвідувальних робіт

додаткова інформація щодо стану розушільності і проникності рудовміщуючих порід за вертикаллю, що має наскрізний характер, високі температури і геостатичний тиск на глибині, у підсумку інтенсифікували рух радону вгору – в гірничі виробки з виходом на денну поверхню. Моніторинг навколишнього середовища в зоні рудоносності і експлуатації видобувних об'єктів Новокосянтинівського урановорудного поля підтвердив необхідність спеціалізованих досліджень радіоекологічного впливу на здоров'я населення. Подібні дослідження було виконано у київському метрополітені [9].

На ділянці родовища в результаті проходки шахтних виробок і постійної відкачки вод з шахти утворилась гідрогеологічна депресія, оскільки на час завершення геологорозвідувальних робіт суттєво (приблизно на 60 м) знизився рівень підземних вод у кристалічних породах і в осадовому чохлі. Якщо розміри родовища в плані становлять 1,7 км – у меридіональному і 1-1,2 км – у широтному напрямках, то у зв'язку із зростанням об'ємів відкачки підземних вод з шахти протягом експлуатації родовища суттєво збільшаться параметри депресивної воронки. Не виключено, що у перспективі введення у промислову експлуатацію Апрельського, Докучаєвського, Лісового і Літнього родовищ ця гідрогеологічна депресія охопить площу у декілька десятків квадратних кілометрів.

Тому екологічний (у т.ч. і радіаційний) стан навколишнього середовища в зоні Новокосянтинівського урановорудного поля буде нести на собі відповідний вплив гірничо-збагачувального виробництва. Збільшуватиметься депресивна воронка з невідворотнім процесом обезводнення криниць і горизонтів водозабору, підвищиться вміст радону в підземних водах, а також на денній поверхні в житлових, підсобних і виробничих приміщеннях (у першу чергу в погребях, підвалах) і недостатньо провітрюваних житлових будинках у навколишніх селах. Пониження рівня підземних вод, зміна режиму їх динаміки, а також розкорковування підземними виробками і свердловинами тріщинних вод, глибина залягання багатьох з яких перевищує 1-2 км, ізольованих і законсервованих, насичених радоном, обов'язково призведе до зміни хімізму та радіоактивності шахтних вод, що будуть відкачуватись на поверхню і потраплятимуть в поверхневі водотоки, у першу чергу у р. Мала Вись.

Отже, у разі повномасштабної промислової експлуатації уранових родовищ, вміст урану у шахтних водах, які скидаються на поверхню, може перевищувати $1 \cdot 10^{-3}$ г/л притому, що сумарний обсяг таких вод за добу може сягати кількох тисяч кубічних метрів.

З метою створення бази для визначення нагальних заходів щодо прогнозування зміни динаміки поверхневих і підземних вод нами розгорнута мережа моніторингу забруднення ураном колодязних і поверхневих вод Новокосянтинівського урановорудного поля та прилеглих територій (рис. 3).

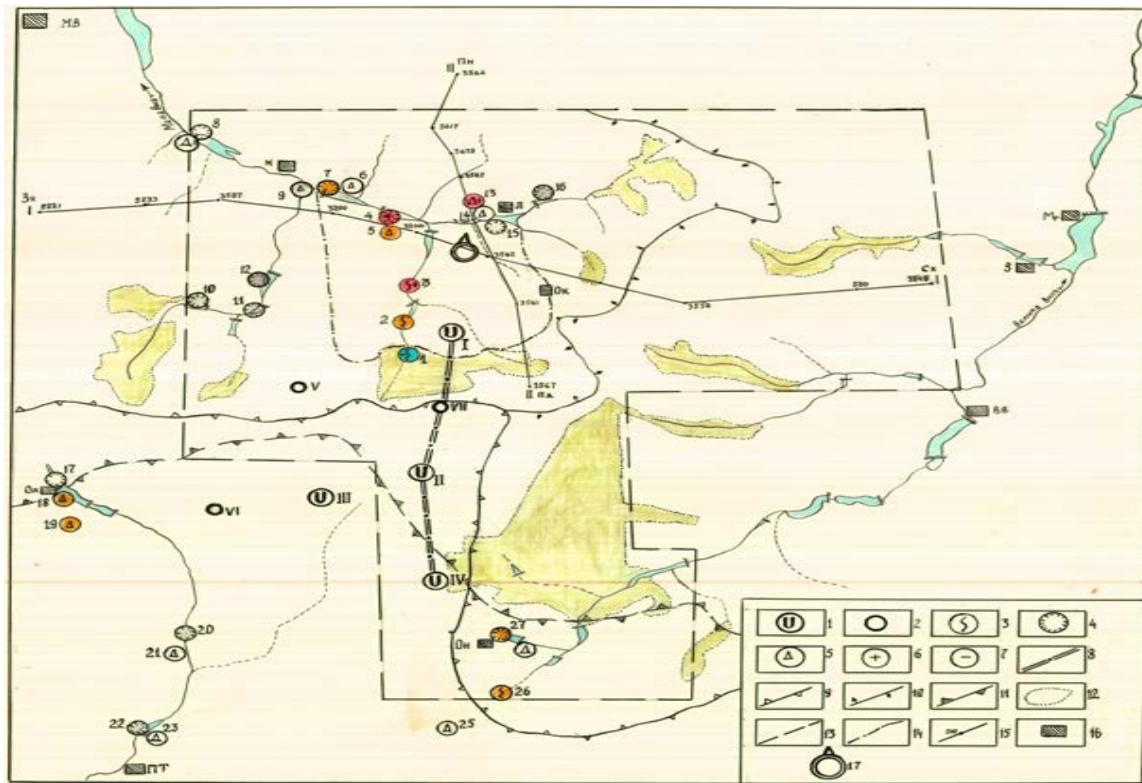


Рис. 3. Карта забруднення ураном поверхневих та колодязних вод у зоні радіоекологічного впливу Новокосянтинівського урановорудного поля та прилеглих територій.

1 – уранові родовища: (назви – римськими цифрами) I – Новокосянтинівське; II – Лісове; III – Літне; IV – Докучаєвське. 2 – рудопояси урану: V – Мануйлівський, VI – Декабрський. Місця відбору проб води: 3 – із струмків; 4 – з водойм; 5 – з колодязів; 6 – води з перевищенням вмісту урану над фоновими показниками; 7 – з мінімальними показниками вмісту урану. 8 – магістральний штрек. Вододіли: 9 – Великовисківсько-Чорноташлицький; 10 – Маловисківсько-Великовисківський; 11 – регіональний у палеорельєфі між долинами північного та південного напрямів стоку. Контури: 12 – лісових масивів. Межі: 13 – площ із рекомендованим щорічним відбором проб води; 14 – площ із рекомендованим двосезонним відбором проб води (квітень – вересень місяці); 15 – лінії геологічних розрізів осадового покриття; 16 – центральні частини населених пунктів (назви – літерами): МВ – Мала Виска; М – Мануйлівка; Л – Лутківка; Ок – Олексіївка; ВВ – Велика Виска; Ол – Олександрівка; Он – Оникієве; ПТ – Плетений Ташлик; Мр – Мар’янівка; З – Заріччя. 17 – вентиляційний стовбур Новокосянтинівської шахти (розміри карти зменшені з оригінальної у масштаб 1:50000).

Fig. 3. Map of uranium pollution of the surface and well waters in the zone of radioecological influence of the Novokostiantynivske uranium ore field and adjacent territories. 1 – uranium deposits: (names - Roman numerals) I – Novokostiantynivske; II – Lisove; III – Litne; IV – Dokuchaevske. 2 – ore occurrence of uranium: V – Manuilivsky, VI – Dekabrysky. Places for water sampling: 3 – from streams; 4 – from ponds; 5 – from the wells; 6 – with the uranium content exceeding the background values; 7 – with minimum uranium content, 8 – main thrust. Divisions: 9 – Velykovyskivsky-Chornotashlytsky; 10 – Malovyskivsky-Velykovyskivsky; 11 – regional in the paleo-relief between the valleys of the northern and southern runways. Contours: 12 – forest arrays. Borders: 13 – areas with recommended annual sampling of water; 14 – areas with recommended two-season sampling of water (April – September); 15 – lines of geological sections of the sedimentary cover; 16 – central parts of settlements (names – letters): MV – Mala Vyska; M – Manuilivka; L – Lutkivka; Ok – Oleksiivka; VV – Velyka Vyska; Ol – Oleksandrivka; ON – Onykieve; PT – Pleteny Tashlyk; MR – Marianivka; Z – Zarichchia. 17 – ventilating barrel of Novokostiantynivska mine (the size of the map is reduced from the original to the scale 1:50000).

Для коректної оцінки геодинамічного режиму підземних вод, яка буде потрібна у разі проєктної промислової експлуатації родовищ Новокосянтинівського урановорудного поля, необхідною є реанімація свердловин режимної мережі моніторингу радіологічного стану приповерхневої гідросфери цієї території (рис.4).

Складний за своєю будовою геологічний розріз кайнозойського чохла району Новокосянтинівського урановорудного поля (рис. 5, 6) суттєво впливає на гідродинаміку і гідралічні зв'язки між підземними водними горизонтами і поверхневими водами (рис. 5, 6).

Зокрема, на локальних дрібноблокових підняттях (рис. 5 та 6, свердловини 5221, 5233 та 3550 відповідно)

каолінізована кора вивітрювання редукована відносно своїх фонових потужностей (25-30 м). Кора вивітрювання, колюматуючи тріщинні структури кристалічного фундаменту, адсорбує уран та супутні елементи з водно-газового (емануючого) середовища, які вилугувані з ураноносних метасоматитів і гранітоїдів з понадкларковим вмістом радіоактивних елементів.

Виконані дослідження вмісту урану у поверхневих і колодязних водах урановорудного поля виявили широкий діапазон його показників не тільки у залежності від знаходження місця відбору стосовно урановорудного об'єкта, але й від впливу тріщинних (частково розломних) зон і простягання останніх (таблиця).

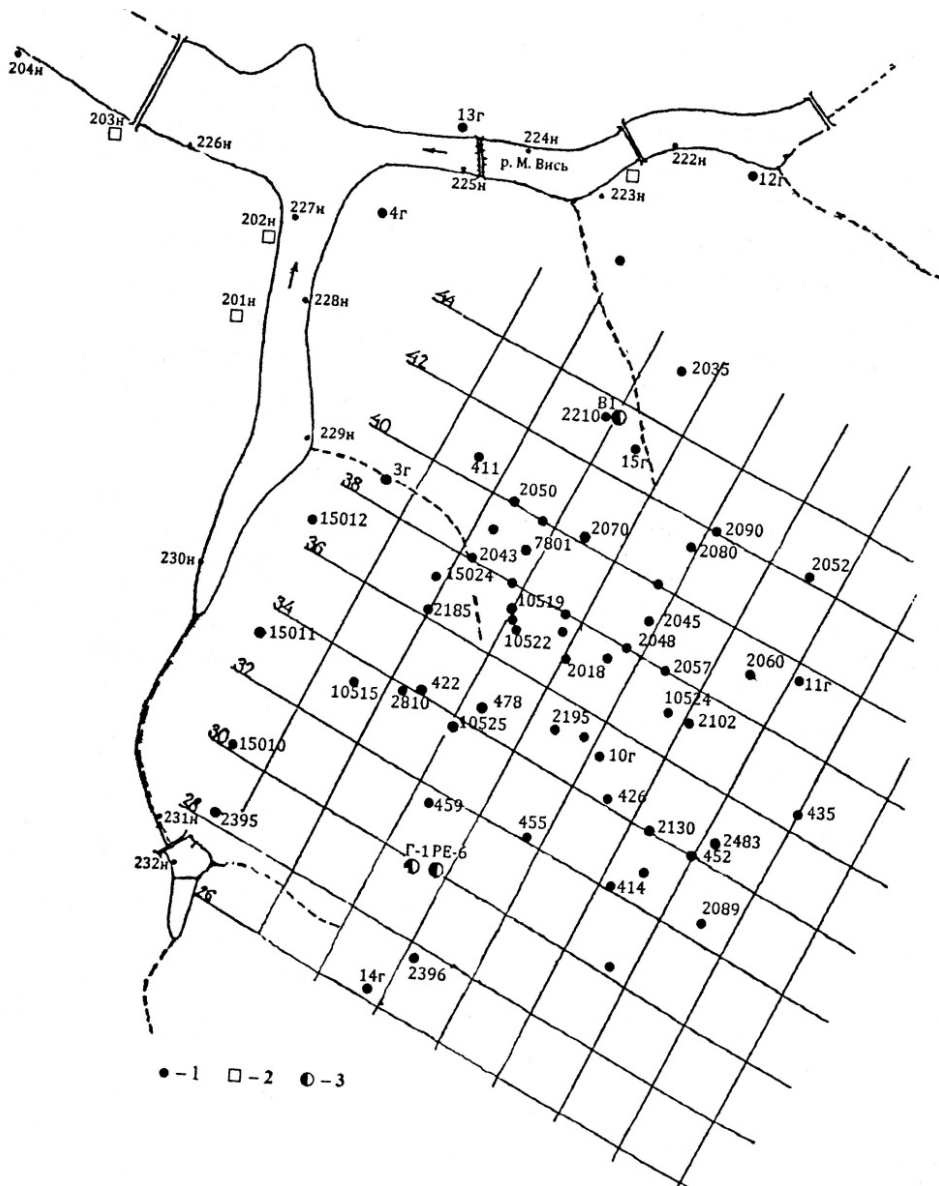


Рис. 4. Схема розміщення свердловин режимної мережі ГРЕ № 37 КП «Кіровгеологія» у процесі детальної розвідки Новокосянтинівського родовища. 1 – свердловини, 2 – колодязі, 3 – шахтні стовбури (РЕ-6 – розвідувально-експлуатаційний, Г-1 – головний, В-1 – вентиляційний).

Fig. 4. Scheme of location of the regime wells network of the power generating station No. 37 of KP "Kirovgeologiya" in the process of detailed exploration of the Novokostiantynivske field. 1 – wells, 2 – water wells, 3 – mine shafts (PE-6 – exploration and production, G-1 – main, V-1 – ventilation).

Зазначені вище мінімальний і максимальний показники вмісту урану відповідно у поверхневій та колодязній водах мають своє пояснення. Точка відбору проби № 1-нк ($7,6 \times 10^{-7}$ г/л урану) розташована у байрачному лісі, у витoku Волошиного яру поза межами технологічного майданчика Новокосянтинівської шахти і вище за рельєфом водозбору техногенних вод. Ще вище за течією цього яру зафіксовано витік джерельних вод, майже не забруднених ураном, перевищуючих фонові показники.

Проба колодязної води № 13-нк (правий схил р. Мала Вись у с. Лутківка) відібрана з водоносного горизонту, приуроченого до жорствяної редукованої кори вивітрювання кристалічних порід. Просторово ця

точка знаходиться у смугі субмеридіонального Новокосянтинівського рудоконтролюючого та рудовміщуючого розлому. У цьому аспекті не виключається максимальний для досліджуваної території вміст урану ($7,3 \times 10^{-5}$ г/л), зумовлений радіоактивною аномалією уранової природи у кристалічних породах протерозою.

Децю відмінним чином можна пояснити аномальність вмісту урану у пробах № 27-нк (ставок) та № 27^с-нк (колодязь). Розташовані ці точки у безпосередній близькості до Докучаєвського родовища із стоком підземних забруднених ураном тріщинних вод у південному напрямі, де і відбувається водообмін із поверхневими водами.

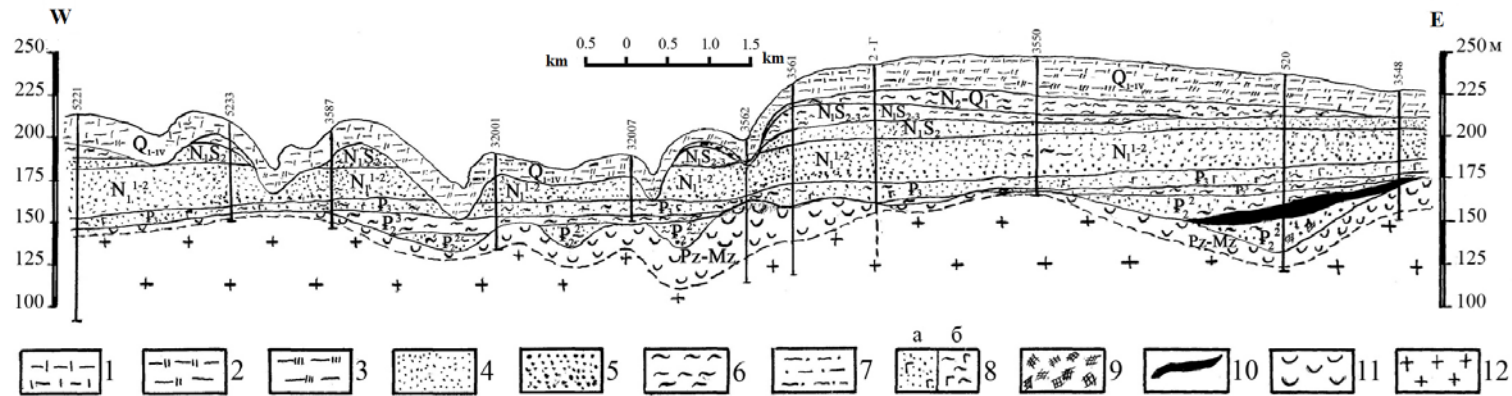


Рис. 5. Геологічний розріз осадового покриву Новокосянтинівського рудного поля та прилеглих територій по лінії I-I. Умовні позначки до рис. 6 аналогічні.

Fig. 5. Geological section of the sedimentary cover of the Novokostiantynivske ore field and adjacent territories along the I-I line. Legend for Fig. 6 is similar.

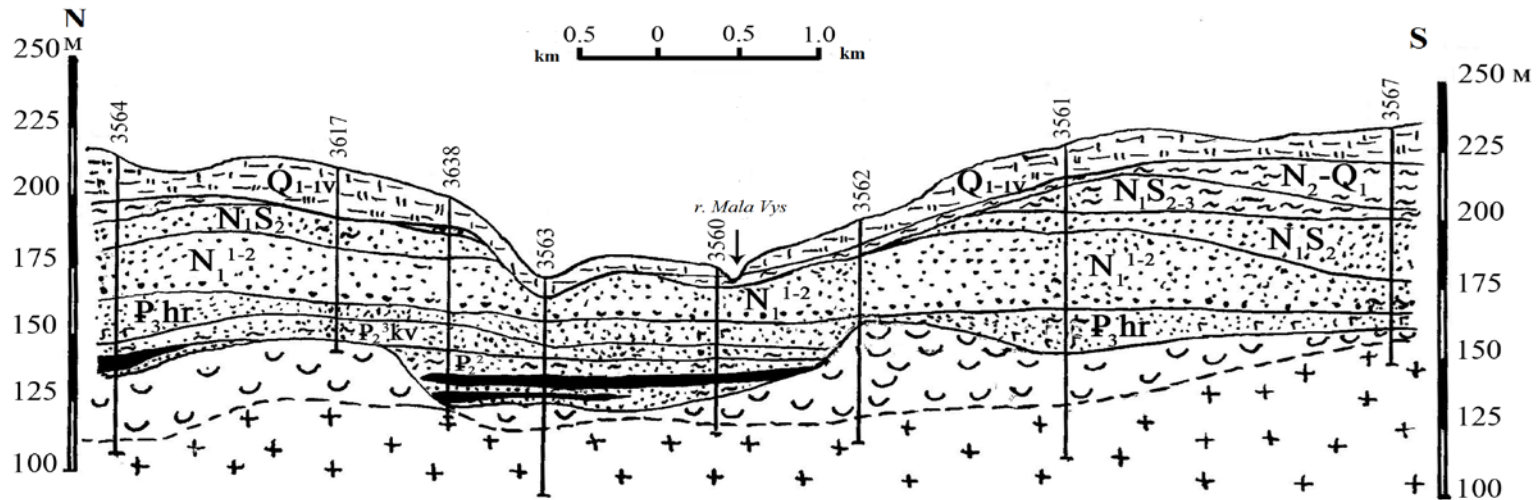


Рис. 6. Геологічний розріз осадового покриву Новокосянтинівського урановорудного поля та прилеглих територій по лінії II-II.

Умовні позначки до рис. 5, 6. Суглинки: 1 – легкі (грунтового покрив не враховано); 2 – середні; 3 – важкі. Піски: 4 – дрібно- та різнозерністі; 5 – крупнозерністі. Глини: 6 – слабоколінізовані, 7 – піскуваті, 8-а – піски глауконітові, 8-б – глини глауконітові, 9 – рослинно-дендритові залишки, 10 – буре вугілля, 11 – первинна кора вивітрювання (переважно коалінізована), 12 – кристалічні породи протерозою.

Fig. 6. Geological section of the sedimentary cover of Novokostiantynivske ore field and adjoining territories along the II-II line.

Symbols for fig. 5, 6. Loams: 1 – light (the soil cover is not taken into account); 2 – medium; 3 – heavy. Sands: 4 – fine and multigrain; 5 – coarse grains. Clay: 6 – weakly configurable, 7 – sandy, 8-a – glauconite sands, 8-b – clay glauconite, 9 – plant-dendrite remains, 10 – brown coal, 11 – primary weathering crust (mostly kaolinized), 12 – Proterozoic crystalline rocks.

Таблиця Результати хімічного аналізу на вміст U в природній воді**Table** Results of chemical analysis of U content in natural water

№ п/п	№ проб	Вміст U г/л	№ п/п	№ проб	Вміст U г/л
1	1-нк	$7,6 \cdot 10^{-7}$	15	14-нк	$7,2 \cdot 10^{-6}$
2	2-нк	$2,7 \cdot 10^{-5}$	16	15-нк	$1,8 \cdot 10^{-6}$
3	3-нк	$7,5 \cdot 10^{-5}$	17	16-нк	$1,8 \cdot 10^{-6}$
4	4-нк	$6,5 \cdot 10^{-5}$	18	17-нк	$9,1 \cdot 10^{-6}$
5	5-нк	$1,9 \cdot 10^{-5}$	19	18-нк	$1,6 \cdot 10^{-5}$
6	6-нк	$7,8 \cdot 10^{-6}$	20	19-нк	$1,3 \cdot 10^{-5}$
7	7-нк	$2,4 \cdot 10^{-5}$	21	20-нк	$2,3 \cdot 10^{-6}$
8	8-нк	$1,2 \cdot 10^{-5}$	22	21-нк	$7,8 \cdot 10^{-6}$
9	8 ^a -нк	$1,5 \cdot 10^{-5}$	23	22-нк	$5,1 \cdot 10^{-6}$
10	9-нк	$2,9 \cdot 10^{-6}$	24	23-нк	$2,9 \cdot 10^{-5}$
11	10-нк	$1,9 \cdot 10^{-6}$	25	25-нк	$7,3 \cdot 10^{-6}$
12	11-нк	$4,0 \cdot 10^{-6}$	26	27-нк	$1,2 \cdot 10^{-5}$
13	12-нк	$3,4 \cdot 10^{-6}$	27	27 ^b -нк	$1,5 \cdot 10^{-5}$
14	13-нк	$7,3 \cdot 10^{-5}$	28		

Примітка: Номер проби в таблиці відповідає місцю її відбору на карті (рис. 3). Проби № 27-нк (ставок) і № 27^b-нк (колодязь) розташовані поруч.

Note: The sample number in the table corresponds to the place of its sampling on the map (Fig. 3). Samples No. 27-nk (pond) and No. 27^b-nk (well) are located nearby.

Висновки

Дослідження геодинаміки урановорудних полів з промисловими ендегенними родовищами, які експлуатуються або готуються у ближній перспективі до видобутку цієї сировини для ядерної енергетики, актуалізуються по відношенню до вивчення динаміки літо-газової- та гідросфери. Природний тренд еволюції динаміки літосфери посилюється техногенним втручанням у геологічне середовище, пов'язане з функціонуванням урановидобувного комплексу. Еволюціонуюча компенсація ізостатичної нерівноваги у західній частині Інгулецького мегаблоку, утвореної у ранньому протерозої анатектично-палінгенним гранітоутворенням, виражається аномальними для докембрійських кратонів швидкостями сучасних вертикальних рухів земної кори, які визначають кінематичні характеристики різноорієнтованих розломно-тріщинних структур, особливості динаміки газової та гідросфери. На етапі дотехногенного втручання у геологічне середовище урановорудних полів, ореоли забруднення гідросфери ураном і газової сфери – радоном, а його розпаду полонієм, вісмутом та свинцем, мали відносно усталений тренд.

Із початком детальних геологорозвідувальних робіт та промислової експлуатації в межах Ватутінського (Смолінського) та Новокосянтинівського урановорудних полів суттєво зросло забруднення ураном та нітратами підземних і поверхневих вод і накопичення радону в слабоізольованих підземних виробках і наземних спорудах.

Стосовно напрямку рухів техногенно забруднених ураном підземних і поверхневих вод, визначено межі розповсюдження останніх. Відступ льодовикового покриву дніпровського зледеніння зумовив у неоплейстоцені різку активізацію гляціоізостатичних процесів та інтенсифікацію здійснень північної

частини Інгульського мегаблоку, зростання вершинної ерозії водотоків з південним напрямом стоку. Відбулась міграція у північному напрямі Плетено-Ташлицько-Маловисківського вододілу і зміна напрямку транзиту мінеральної складової підземних та поверхневих вод. Стік поверхневих водних потоків до найближчих дрен для Ватутінського (Смолінського) урановорудного поля обмежується південно-західною частиною басейну р. Кільтен та руслом цього водотоку з північного сходу; для Новокосянтинівського урановорудного поля (за виключенням радіоекологічної зони впливу Докучаєвського родовища) – західною частиною басейну р. Мала Вись.

Література

1. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины / Отв. ред. Белевцев Я.Н., Коваль В.Б. – Киев: Наук. Думка, 1995. – 396 с.
2. Жукова А.М. Сравнительная характеристика ураноносности щитов // Геологический журнал. – 1981. – Том 41. – № 1. – С. 66-73.
3. Эндогенное оруденение древних щитов / Отв. ред. Казанский В.И. – Москва: Наука, 1978. – 199 с.
4. Карта современных вертикальных движений земной коры Восточной Европы масштаба 1:2500000 / Под ред. Ю.А. Мещерякова. – Москва: ГУГК, 1973.
5. Нагірний В.М. Палеогеографічні умови утворення кайнозойських буровугільних покладів України. – Київ: Наук. Думка, 1977. – 107 с.
6. Марков К.К., Величко А.А., Лазуков Г.Н., Николаев В.А. Плейстоцен. – М.: Высшая школа, 1968. – 304 с.
7. Семенюк М.П. Криничуватсько-Краснопільська морфоструктура – новий структурний елемент Кіровоградського блока // Доповіді АН УРСР, 1984. – Сер. Б (№ 12). – С. 24-27.
8. Семенюк Н.П. Разломно-блоковая структура зоны

сочленения Кировоградско-Новоукраинского гранитоидного массива и Корсунь-Новомиргородского плутона за данными морфоструктурного анализа // Доклады АН УССР, 1980. – Сер. Б, № 10. – С. 27-29.

9. Комов И.Л. Радиационная минералогия и геохимия. – Киев: Наук. Думка, 2006. – 426 с.

References

1. Ya.N. Belevtsev and Koval V.B. (eds) (1995), *Genetic types and patterns of distribution of uranium deposits in Ukraine* Nauk. dumka, Kyiv, UA, 396 p.

2. Zhukova A.M. (1981), *Comparative characteristics of the uranium content of shields*. *Geological journal*, Tom 41, No. 1, Kyiv, UA, pp. 66-73.

3. *Endogenous mineralization of ancient shields* (1978), Otv. ed. Kazanskiy, Nauka, Moscow, Russia, 199 p.

4. *Map of modern vertical movements of the Earth's crust in Eastern Europe on a scale of 1: 2500000* (1973), Pod red. Yu.A. Meshcheryakov, GUGK, Moscow, Russia.

5. Nagirny V.M. (1977), *Paleogeographic conditions for the formation of Cenozoic brown coal deposits of Ukraine*, Nauk. Dumka, Kyiv, UA, 107 p.

6. Markov K.K., Velichko A.A., Lazukov G.N., Nikolaev V.A. (1968), *Pleistocene*, Vysshaja shkola, Moscow, Russia, 304 p.

7. Semenyuk N.P. (1984), *Krinichuvatsko-Krasnopolsk morphostructure - a new structural element of the Kirovograd block*, *Dokl. AN UkrSSR*, Ser. B., No. 12, Kyiv, UA, pp. 24-27.

8. Semenyuk N.P. (1980), *Fault-block structure of the junction zone of the Kirovograd-Novoukrainsky granitoid massif and the Korsun-Novomyrhorod pluton according to the data of morphostructural analysis*. *Dokl. AN UkrSSR*. Ser. B., No. 10, Kyiv, UA, pp. 27-29.

9. Komov I.L. (2006), *Radiation mineralogy and geochemistry*, Nauk. Dumka, Kyiv, UA, 426 p.

GEODYNAMICS OF URANIUM ORE FIELDS IN THE WESTERN PART OF THE INHUL MEGABLOCK OF THE UKRAINIAN SHIELD

V. Verkhovtsev, N. Semenyuk, A. Vaylo, A. Ganevich, D. Zadorozhnyi, S. Meshcheriakov

V. Verkhovtsev, Doctor of Geology, Senior Research Fellow, Head of department, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", Verkhovtsev@ukr.net, orcid.org/0000-0002-1015-6725

N. Semenyuk, Candidate of Geological and Mineral Sciences., Leading Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", IGNS_Semeniuk@nas.gov.ua, orcid.org/0000-0001-8204-1356

A. Vaylo, Candidate of Geological Sciences, Senior Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", O.Vailo@nas.gov.ua, orcid.org/0000-0001-9540-2448

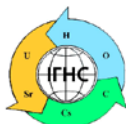
A. Ganevich, Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ganevich@nas.gov.ua, orcid.org/0000-0001-8594-7532

D. Zadorozhnyi, Technician, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", zddima0@gmail.com

S. Meshcheriakov, Leading Engineer, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0003-4728-8315, IGNS_Meshcheriakov@nas.gov.ua

The Ingul megablock of the Ukrainian Shield contains a number of endogenous deposits of the sodium-uranium formation, which have been developed for more than 55-60 years. With the exception of the Kirovograd uranium ore region, the deposits of which are controlled by discontinuities in the fault zone of the same name, the Vatutinske and Novokostiantynivske ore fields occupy positions within the Novoukrainsky granite-gneiss dome and in close proximity to the later geostructural formation, the Korsun-Novomyrhorod pluton. Paying attention to the high degree of saturation of the Ingul megablock with endogenous uranium deposits, it is emphasized that they also contain an increased content of thorium minerals and, in combination with uranium, they produce ascending gas flows of radon. Therefore, studies of the dynamics of the upper horizons of the lithosphere and the closely related dynamics of the hydrosphere (underground and surface), as well as the gas sphere, are especially relevant both in the regions of uranium ore fields and in areas adjacent to mining enterprises. Beyond the direct influence on the radioecological situation of uranium mining enterprises, special attention should be paid to the study of the dynamics of the lithospheric surface, including fault-block structures and the kinematics of ruptures, affecting the spread of groundwater and, as a result, surface waters contaminated with uranium in the environment. In the areas of uranium ore fields, the kinematic characteristics of disjunctivals contribute to a more correct forecast of radon accumulation in natural weakly insulated underground decompressed structures and the accumulation of more long-lived products of its decay Po, Bi, and Pb with long periods of removal of biological objects from organisms. It is emphasized that in the mine workings of mining enterprises, the technological process is accompanied by nitrate pollution of groundwater due to the use of nitrate-based explosives. Thus, for the predictive assessment of radiation and nitrate pollution of the environment of industrial sites of mining enterprises and adjacent territories, the technological process of which also affects the dynamics of the litho-hydro- and gas sphere, the structural-geological, paleogeomorphological, lithological, hydrogeological, hydrographic and topographic features of the Vatutinske and Novokostiantynivske uranium ore fields. The directions of the advancement of the groundwater fronts from directly uranium mines to the nearest drains have been established. The levels of uranium pollution of surface and underground (well) waters within the Novokostiantynivske uranium ore field, as the most promising for increasing uranium mining in the coming decades, have been determined. The proposed areas and terms of complex radioecological monitoring of the Novokostiantynivske uranium ore field in order to take preventive measures to prevent the withdrawal of existing local recreational areas and water areas into the category of ecologically hazardous. On the example of the Novokostiantynivske uranium deposit, as one of the richest endogenous deposits in Ukraine, through the production shafts, which is planned to rise to the surface of uranium ore from the same type of deposits of the uranium ore field of the same name (Lisne, Litniy and Dokuchaivske) by transporting it by main drifts, the proposed optimal complex of geodynamic studies in the system of radio and general ecological monitoring of the state of the environment of such territories.

Keywords: granitoids, gneisses, dome, massif, pluton, geodynamics, sodium-uranium formation, radon, nitrate pollution, paleovalley, ascending movements, fault-block tectonics, uranium ore field, lithosphere, hydrosphere.



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.082>

УДК 553.078

Ярошук М.О., Вайло О.В., Ганевич А.Є.

Ярошук М.О. д. геол.-мін. н., пров. н. с. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», marina_yaroshchuk@meta.ua, orcid.org/0000-0002-8380-6362

Вайло О.В. к. геол.-мін. н., ст.н.с. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», alexv54@ukr.net, orcid.org/0000-0001-9540-2448

Ганевич А.Є. н.с. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ganevich19@gmail.com, orcid.org/0000-0001-8594-7532

ПЕРСПЕКТИВИ УРАНОВОГО ЗРУДЕНІННЯ ПІВДЕННО-ЗАХІДНОГО СХИЛУ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА.

Розглянуто геологічне положення, склад і генезис уранового зруденіння рудопроявів південно-західного схилу Українського щита. У докембрійському фундаменті розвинуті метаморфічні породи дністровсько-бузької і бузької серій та ультраметаморфічні породи голованівського, побузького, бердичівського комплексів. Осадочний чохол представлений породами декількох світ і горизонтів могилівської серії венду. Геологічну будову ускладнено вузлами перетину північно-західної «зони неузгодження» з субмеридіональними зонами розломів. На південно-західному схилі Українського щита відкрито, вивчено і опішковано чотири прояви урану та чотири радіоактивні аномалії. Уранопрояви локалізовані уздовж регіональної поверхні неузгодження докембрійського фундаменту і платформного чохла; нерідко приурочені до вузлів перетину розломів. В породах осадочного чохла вони переривчасті, лінзовидні, субузгодні з нашіаруванням порід. Уранове зруденіння встановлено одночасно як в породах фундаменту, так і в породах платформного чохла. Рудні поклади утворюють штокверкові та жильні відокремлення серед тектонізованих порід докембрію. Уранове зруденіння прожилково-вкраплене, представлене уранінітом, настураном, кофінітом, урановими чернями, казолітом та ін. Уранове зруденіння обумовлено як ендегенними, так і екзогенними процесами; встановлено кілька стадій концентрації урану. Головним джерелом урану і супутніх елементів слугували низькотемпературні гідротермальні флюїди ослаблених зон, які приурочені до поверхні між фундаментом і чохлом. Наведено зіставлення і встановлено схожість уранового зруденіння цих проявів з багатими урановими рудами «зон неузгодження» Канадського і Північно-Австралійського щитів, що визначає значні перспективи уранового зруденіння південно-західного схилу Українського щита для розвитку уранової сировинної бази України.

Ключові слова: докембрійські щити, уранове зруденіння, рудовміщуючі породи, стадії зруденіння, елементи-домішки.

Вступ. Південно-західний схил Українського щита (УЩ) виділяється в уранову провінцію, де встановлено прояви урану і радіоактивні аномалії; непромислові родовища і прояви цих руд встановлено на кількох ділянках схилу.

Наукові дослідження останнього часу показали, що уранове зруденіння південно-західного схилу за геологічним положенням та генетичним особливостям виявляє схожість із багатими урановими рудами типу «зон неузгодження» районів Атабаска та Алігейтер Рівер схилів Канадського та Австралійського щитів. Руди цих регіонів забезпечують основну частину світових запасів урану.

Сказане вище визначає актуальність і необхідність детального вивчення уранового зруденіння південно-західного схилу УЩ з метою визначення перспектив розвитку уранової сировинної бази України за рахунок виявлення руд типу «зон неузгодження».

Огляд наукових публікацій за темою.

Наявні описи уранових руд класичних типових родовищ Канади і Австралії дають змогу розглянути

основні типоморфні особливості їх геологічної будови та еволюції процесів уранонакопичення [1,2], що використовується під час наукових досліджень, прогнозування і пошуків можливих аналогів у межах УЩ і його обрамлення. Пошуки в Україні тих регіонів, де є передумови виявлення багатих уранових руд «типу неузгодження», стають вельми важливими. Про це йдеться й у працях [3, 4], де зроблено оцінку перспектив розвитку промислового потенціалу мінерально-сировинної бази урану. Передумови виявлення уранових руд зон неузгодження є в центральній частині УЩ в Інгулецько-Криворізькому регіоні; на схилах УЩ в зонах неузгодження докембрію – осадочного чохла. Результати досліджень і аналіз матеріалів представлені у серії статей і монографії [5,6,7].

Ціль даної статті – на базі порівняння показати принципову подібність геолого-структурної позиції локалізації уранових родовищ типу «неузгодження» Канадського і Австралійського щитів до позиції

рудопроявів на південно-західному схилі УЩ і надати пропозиції щодо проведення пошукових робіт.

Виклад матеріалів досліджень

Геологічна будова

Докембрійський фундамент південно-західної частини УЩ являє собою область широкого розповсюдження утворень гранулітової фації метаморфізму зі слідами активних геодинамічних режимів. Тут проявляються структурно-тектонічне, стратиграфічне та формаційне неузгодження між породами кристалічного фундаменту та платформного чохла.

Південно-західний схил складають метаморфічні породи (кристалосланці, гнейси, амфіболіти, кальцифіри, залізисті кварцити) дністровсько-бузької, бузької серій та ультраметаморфічні породи (чарнокіти, ендербіти, граніти, пегматити, мігматити) голованівського, побузького, бердичівського комплексів.

Платформний чохол представлений породами сорокського горизонту, кам'янської і хрустівської світ рифею, ломозівським горизонтом, ольчедаєвської та лядівської світ могилівської серії венду.

Породи сорокського базального горизонту відрізняються поганим сортуванням, невитриманістю складу окремих шарів і представлені конгломератами, конгломерато-брекчіями, гравелітами, пісковиками. Уламки складені породами кристалічного фундаменту, зернами кварцу та польових шпатів. Класичний матеріал має напівокатану та кутасто-неправильну форму. Цементом служать сульфидовміщуючі аргіліти, аргілітові пісковики.

Породи кам'янської світи представлені базальтами афірової та мигдале-кам'яної структури; мигдалики виконані дрібнолускатим хлоритом. Базальти перекриваються конгломерато-брекчіями, гравеліто-брекчіями з уламками різних кристалічних порід, зцементованих продуктами вивітрювання піщано-глинистого складу.

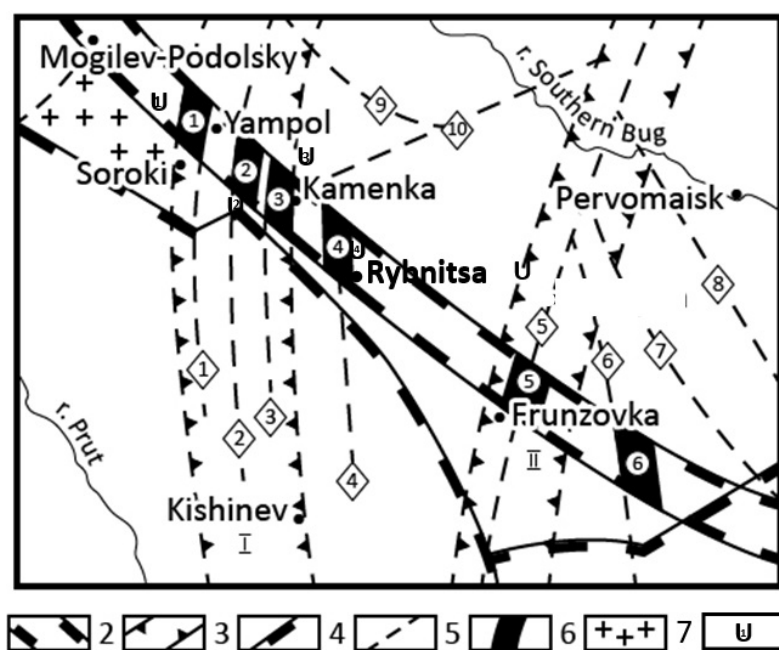


Рис. 1 Тектонічна схема південно-західної частини Українського щита (Побузько-Пруська ділянка) [8].

1 - Дністровський палеорифт; 2 - ранньопротерозойські рифтові зони:

I - Немирівсько-Воронківсько-Страшенська, II - Трактемівсько-Ядловсько-Тальнівсько-Фрунзовська;

3 - південно-західний кордон Українського щита (умовний), 4 - регіональні розломи (цифри в ромбиках):

1 - Сорокський, 2 - Воронківсько-Страшенський, 3 - Кам'янський, 4 - Рибницький, 5 - Фрунзовсько-Арцизький, 6 - Одеський, 7 - Гвоздавський, 8 - Врадівський; 5 - вузли перетину ранньопротерозойських рифтових зон Дністровським палеорифтом (цифри у колах):

1 - Сорокський, 2 - Воронківсько-Косницький, 3 - Кам'янський, 4 - Рибницький, 5 - Фрунзовський, 6 - Жовтневий; 6 - Реутський (Молдовський) масив рапаківидних гранітів; 7 - уранові рудопрояви (цифра всередині літери U- номер на схемі; розташування вказано приблизно): 1 - Сорокський, 2 - Воронківсько-Косницький, 3 - Кам'янський, 4 - Рибницька радіоактивна аномалія.

Fig. 1 Tectonic diagram of the south-western part of the Ukrainian Shield (Pobuzko-Prut area) [8].

1 - Dniester paleorift; 2- Early Proterozoic rift zones:

I - Nemirivsko-Voronkivsko-Strashenskaya, II - Traktemirivsko-Yadlovsko-Talnovsko-Frunzovskaya; 3 - south-western border of the Ukrainian shield (conditional), 4 - regional faults (numbers in rhombuses): 1 - Soroksky, 2 - Voronkivsko-Strashensky, 3 - Kamenskyy, 4 - Rybnitsky, 5 - Frunzovsko-Artsyzsky, 6 - Odessky, 7 - Gvozdevsky, 8 - Vradievsky; 5 - nodes of intersection of the Early Proterozoic rift zones by the Dniester paleorift (numbers in circles): 1 - Soroksky, 2 - Voronkivsko-Kosnitsky, 3 - Kamenskyy, 4 - Rybnitsky, 5 - Frunzovsky, 6 - Zhovtnevy; 6 - Reutsky (Moldavian) massif of rapakiviform granites. 7- uranium ore occurrences (figure inside the letter U- number on the diagram; location is indicated approximately): 1- Soroksky,

2 - Voronkivsko-Kosnytsky, 3- Kam'yansky, 4- Rybnitsia radioactive anomaly.

Геологічна будова південно-західного схилу (на прикладі Побузько-Прутської ділянки) ускладнена Сорокським, Кам'янським, Рибницьким, Фрунзовським вузлами перетину Тальнівської, Трактемирівської, Фрунзовської субмеридіональних зон розломів (рис. 1).

До вузлів перетину приурочені тектоніти-катаклазити, тектоно-брекчії, бластомілоніти; слюдисті та кварц-польовошпатові метасоматити, флюїдизити; нерідко дайки діабазів, аномалії гелію та радону [8, 9]. У розвитку розломів встановлюється кілька стадій тектоно-магматичної активізації (1100 – 1200; 110 – 650; 180 – 210 млн років).

Уранове зруденіння

Роботами КП «Кіровгеологія» на південно-західному схилі Українського щита відкрито та опошукано Новосвітівський, Воронківсько-Косницький, Кам'янський, Сорокський прояви урану; Вовченецька, Парканська, Резинська, Рибницька радіоактивні аномалії (рис.1).

На ширший розвиток уранового зруденіння можуть вказувати численні аномалії гелію та радону [9]. Уранопрояви локалізовані вздовж регіональної поверхні неузгодження докембрійського фундаменту та платформного чохла; нерідко приурочені до вузлів перетину розломів [8]. Встановлено одночасно як у породах фундаменту, так і платформного чохла; на деяких ділянках або у докембрійському фундаменті, або в породах чохла; в окремих випадках – у корі вивітрювання.

У породах докембрійського фундаменту урановорудні поклади утворюють штокверкові та жильні відокремлення серед тектонізованих порід. Рудні поклади в породах осадового чохла уривчасті, лінзовидні, субузгодні з напластуванням порід.

У рудовмісних породах широко виявлені процеси хлоритизації, карбонатизації, флогопітизації, альбітизації, окварцювання, гематитизації. У розвитку цих процесів спостерігається стадійність 1250 – 1290; 330 – 1100; 180 – 210 млн. років, що відображає етапи тектоно-магматичної активізації [10].

Уранове зруденіння прожилково-вкраплене, представлене уранінітом, настураном, кофінітом, урановими чернями, казолітом, болтвудитом, уранофаном, акцесорними мінералами, що містять уран (апатит, торит, ортит сфен, монацит, циртолїт, малакон, ксенотим); відбувається сорбція урану гематитом, каолінітом. У зонах зруденіння підвищений вміст Zn, Mo, Cu, Au, Ag, Pb, Li, PЗЕ; встановлені сульфідні, барит, флюорит, антраксоліт, керит.

У породах кристалічного фундаменту вміст урану, склад супутніх мінералів та елементів вказує на те, що РТ – умови рудоутворення відповідали поліметалічній стадії гідротермально-пневматолітового процесу [11].

Уранове зруденіння обумовлене як ендегенними, так і екзогенними процесами. Спостерігається кілька стадій концентрації урану:

- збірна перекристалізація уранової мінералізації в породах осадового чохла при процесах катагенезу;
- накопичення кластогенних урановмісних акцесорних мінералів у теригенних породах осадового чохла;
- формування інфільтраційної уранової мінералізації, сорбованої з порід кор вивітрювання та урановмісних порід калій-уранової і натрій-уранової формацій фундаменту;
- основна рудогенна стадія утворення лужно-магнезіальних метасоматитів та руд урану.

Уранонакопичення було результатом взаємодії в «зоні неузгодження» ексфільтраційних вуглеводнево-хлоридних термальних вод із пластовими метеорними водами. Джерела урану були полігенними: успадковані регенеровані концентрації урану калій-уранової та натрій-уранової формацій докембрійського фундаменту, порід кор вивітрювання, теригенно-хемогенних порід базальних горизонтів осадового чохла. Головним джерелом урану та супутніх елементів слугували низькотемпературні гідротермальні флюїди ослаблених зон, приурочених до поверхні неузгодження докембрійського фундаменту та осадового чохла.

Зіставлення уранового зруденіння «зон неузгодження» Українського, Канадського та Північно-Австралійського щитів

Для визначення можливих перспектив розвитку уранової сировинної бази України за рахунок руд «зон неузгодження» УЩ доцільним є їх зіставлення за цілою низкою ознак із рудами подібного типу району Атабаска Канадського та району Алігейтер Рівер Північно-Австралійського щитів. Руди цих районів добре вивчені, характеризуються чудовою якістю, великими запасами та пріоритетним становищем на світовому ринку [1, 2]. Зіставлення руд «зон неузгодження» різних щитів наведено у таблиці 1; особливості геологічної будови – на рисунках 2, 3, 4.

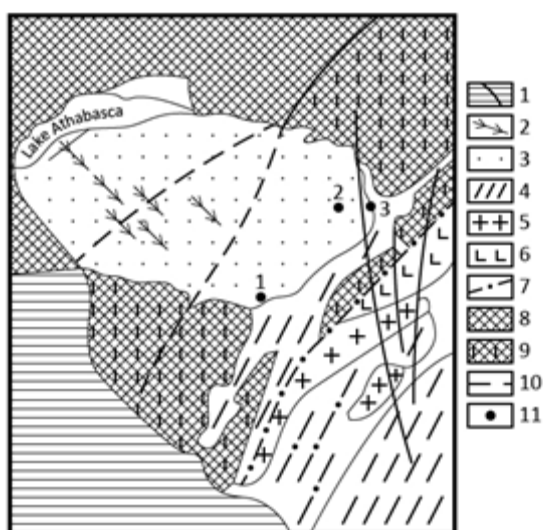
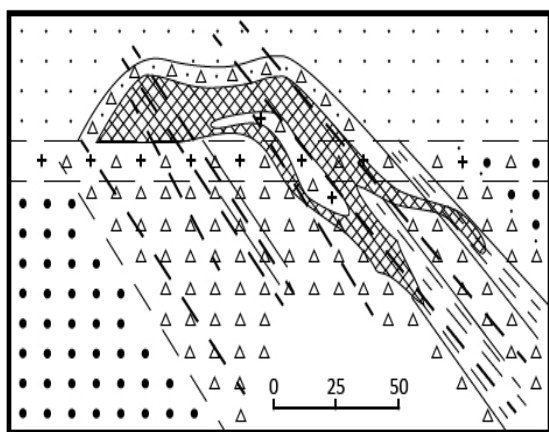
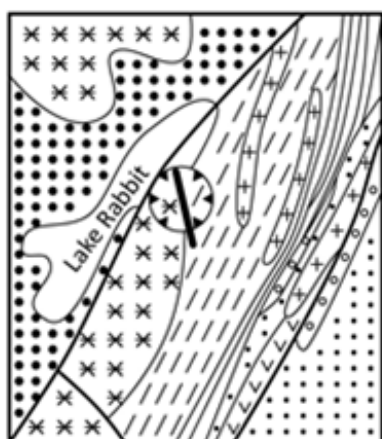


Рис. 2. Схематична геологічна карта району Рабіт-Лейк [1]

- 1 – породи формації Атабаска;
- 2 – кварцити та метааркози;
- 3 – амфіболіти; 4 – гранітизовані метааркози;
- 5 – вапняно-силікатні породи, що перешаровуються;
- 6 – плагіоклазити; 7 – рожеві біотитові граніти;
- 8 – розломи; 9 – межі кар'єру з рудною зоною;
- 10 – гнейси, іноді з графітом.

Fig. 2. Schematic geological map of the Rabbit Lake area [1]

- 1 – rocks of the Athabasca Formation;
- 2 – quartzites and metaarkoses;
- 3 – amphibolites; 4 – granitized metaarkosis;
- 5 – interbedded lime-silicate rocks;
- 6 – plagioclases; 7 – pink biotite granites;
- 8 – faults; 9 – boundaries of a quarry with an ore zone;
- 10 – gneisses, sometimes with graphite.

Рис. 3. Геологічний розріз родовищ «типу неузгодження» Рабіт-Лейк, Кі-Лейк та ін. з розташуванням рудних тіл [1].

- 1 – породи формації Атабаска;
- 2 – незмінені гнейси нижньопротерозойського фундаменту;
- 3 – графітові сланці; 4 – змінені породи фундаменту; 5 – змінені риголіти;
- 6 – рудне тіло; 7 – розломи.

Fig. 3. Geological section of the "unconformity type" deposits of Rabbit Lake, Key Lake, etc. with the location of ore bodies [1].

- 1 – rocks of the Athabasca Formation;
- 2 – unaltered gneisses of the Lower Proterozoic basement;
- 3 – graphite shale;
- 4 – changed basement rocks;
- 5 – modified rigoliths;
- 6 – ore body; 7 – faults.

Рис. 4. Схематична геологічна карта провінції Атабаска [1].

- 1 – породи осадового чохла з умовною межею Канадського щита; 2 – дайки діабазів;
- 3 – породи формації Атабаска (PR₃);
- 4 – нижньопротерозойські складчасті комплекси;
- 5 – граніти (PR₁); 6 – габро (PR₁); 7 – мігматити;
- 8 – область поширення архей-нижньопротерозойських порід (група Тейзін);
- 9 – перероблений архейський фундамент; 10 – розломи; 11 – родовища урану «типу неузгодження» (чорні точки): 1 – Кі-Лейк; 2 – Мідуест-Лейк; 3 – Рабіт-Лейк.

Fig. 4. Schematic geological map of the province of Athabasca [1].

- 1 – rocks of the sedimentary cover with the conditional boundary of the Canadian Shield; 2 – diabase dikes;
- 3 – rocks of the Athabasca Formation (PR₃);
- 4 – Lower Proterozoic folded complexes;
- 5 – granites (PR₁); 6 – gabbro (PR₁); 7 – migmatitis;
- 8 – area of distribution of Archean-Lower Proterozoic rocks (Teizin group); 9 – revised Archean foundation;
- 10 – faults; 11 – unconformity type uranium deposits (black points): 1 – Key-Lake; 2 – Midwest-Lake; 3 – Rabbit-Lake.

Наявність схожості геологічної будови, мінерального складу порід, характеру уранового зруденіння є підставою розглядати південно-західний схил УЩ як перспективний на розширення сировинної бази ядерної енергетики України та рекомендувати детальні пошукові роботи у цих районах.

Висновки

Проведений аналіз особливостей зруденіння проявів урану в межах південно-західного схилу УЩ показав, що вони приурочені до регіональної зони структурного, стратиграфічного та формаційного неузгодження порід докембрійського фундаменту і осадового чохла південно-західного схилу УЩ та

локалізовані у вузлах перетину субширотної розломної зони субмеридіональними розломами.

Генезис зруденіння визначається сукупністю екзогенних та ендегенних процесів накопичення урану: регенерацією урану з порід фундаменту та привнесенням урану глибинними флюїдами етапів тектоно-магматичної активізації розломів.

Перспективи уранового зруденіння південно-західної зони неузгодження УЩ у цілому для розвитку уранової сировинної бази України зумовлені схожістю їх геологічного положення, складу та великими запасами багатих руд «зон неузгодження» районів Алігейтер Рівер та Атабаска Північно-Австралійського та Канадського щитів.

11. Тауссон Л.В. и др. Геохимические поля рудно-магматических систем. – Новосибирск: Наука, 1987. 200 с.

Література

1. Лаверов Н.П., Смилькстын А. О., Шумилин М. В. Зарубежные месторождения урана.- Москва: Недра, 1983-320 с.

2. Афанасьев Г.В., Миронов Ю.Б. и др. Урановые месторождения и провинции «типа несогласия». Региональная геология и металлогения, 2014, №60. С.52-59.

3. Калашник А. А. Оценка перспектив развития промышленного потенциала минерально-сырьевой базы урана на территории Украинского щита. Мінеральні ресурси України, 2014, №3. С.14-25.

4. Перспективи розвитку уранової сировинної бази ядерної енергетики України. Київ: Наук. Думка, 2014. 355 с.

5. Ярошук М.А., Кузьмин А.В., Мякило В.Д., Вайло А.В. Предпосылки обнаружения богатых урановых руд зон несогласия в пределах Украинского щита. Збірн. наук. праць ДУ ІГНС НАН України, 2007. №15. С.157-160.

6. Ярошук М.А., Вайло А.В. Уранопроявления в зонах несогласия докембрий – фанерозой на склонах Украинского щита. Збірн. наук. праць ДУ ІГНС НАН України, 2012, №20. С.30-42

7. Ярошук М.О. Урановое зруденіння у структурно-формаційних зонах неузгодженості та активізації). Перспективи розвитку уранової сировинної бази ядерної енергетики України. Київ: Наук. Думка, 2014. 355 с.

8. Димитров Г.Х. Геодинамические обстановки в докембрии юго-западной части Украинского щита – основа металлогенических прогнозов. Металлогения докембрия и метаморфогенное рудообразование. – Киев: Наукова думка, 1993. – С. 227-239.

9. Димитров Г.Х., Макаренко Н.Н., Няга В.И., Осадчий В.К. Прогнозирование поисков уранового оруденения на основе водногелиевых съемок в юго-западной части Украинского щита. Зб. наук. праць Ін-ту геохімії навколишнього середовища. – 2003. – Вып. 8. – С. 281-289.

10. Субботин А.Г. Формирование и преобразование рифейской урановой и сопутствующей минерализации в юго-западной части Восточно-Европейской платформы. Автореферат кандидатской диссертации. – Киев, 1992. – 28 с.

References

1. Laverov N.P., Smilkstyn A.O., Shumilin M.V. (1983). Foreign uranium deposits.- Moscow: Nedra, RU, 320 p.

2. Afanasyev G.V., Mironov Yu.B. and others. (2014). Regional Geology and Metallogeny, No. 60. pp.52-59.

3. Kalashnik A. A. (2014). Mineral resources of Ukraine, UA . No. 3. pp. 14-25.

4. Prospects for the development of the uranium base of nuclear energy in Ukraine.(2014). Kyiv: Nauk. Dumka, .355 p.

5. Yaroshchuk M.A., Kuzmin A.V., Myakshilo V.D., Vailo A.V. (2007). Zbirn. sciences. prats DU IGNS NAS of Ukraine. No. 15. pp.157-160.

6. Yaroshchuk M.A., Vailo A.V. (2012). Zbirn. sciences. prats DU IGNS NAS of Ukraine, UA. No. 20. pp.30-42

7. Yaroshchuk M.O. (2014).. Kiev: Nauk. Dumka, UA. 2014. 355 p.

8. Dimitrov G.Kh. (1993). Nauk. dumka, Kyiv, UA, pp. 227-239.

9. Dimitrov G.Kh., Makarenko N.N., Nyaga V.I., Osadchiy V.K. (2003). Zb. nauk. pr. Inst. geohimii Navkolyshn'ogo Seredovyshchna, Vyp. 8, Kyiv, UA, pp. 281-289.

10. Subbotin A.G. (1992). Abstract of Candidad's dissertation, Kyiv, UA, 28 p.

11. Tausson L.V. and other (1987), Geochemical fields of ore-magmatic systems, Nauka, Novosibirsk, RU, 200 p.

Таблиця 1. Особливості уранового зруденіння «зон неузгодження» схилів докембрійських щитів
Table 1. Features of uranium mineralization of «zones of unconformity» of the slopes of the Precambrian shields

Особливості	Український щит, Південно-західний схил	Канадський щит, провінція Атабаска	Північно-Австралійський щит, район Алігейтор Ріверс
Назви рудопроявів, родовищ урану	Рудопрояви: Новосвітівський, Сорокський, Рибницький, Воронківсько-Косницький	Родовища Рабіт-Лейк, Мідуест-Лейк, Кі-Лейк.	Родовища Джабілука, Рейнджер, Кунгарра, Набарлек.
Геологічне положення зруденіння	Зона регіонального тектонічного та формаційного неузгодження порід докембрійського фундаменту Бузького блока Голованівської міжблокової шовної зони і порід осадового чохла. Вузли перетину зони неузгодження субмеридіональними та північно-східними розломами.	Пояс Кі-Лейк – регіональна зона тектонічного, формаційного та стратиграфічного неузгодження порід докембрійського фундаменту та осадового чохла. Вузли перетину зони неузгодження субмеридіональними розломами.	Регіональна зона тектонічного, формаційного та стратиграфічного неузгодження порід докембрійського фундаменту геосинкліналі Пайн-Крік та платформних утворень осадового чохла басейну Мак-Артур. Вузли перетину зони неузгодження північно-західними розломами.
Рудовміщуючі породи	<i>Породи архей-нижньопротерозойського фундаменту дністровсько-бузької і бузької серій; побузького та кіровоградського комплексів:</i> гранат-біотитові графітовмісні гнейси, амфіболіти, кальцифіри, метаконгломерати, залізисто-кремністі породи; гранітоїди, пегматити, мігматити, діафторити, метасоматити, лужні ультрабазити, дайки діабазів. <i>Породи рифей-вендського осадового чохла:</i> олігоміктові пісковики, алевроліти, базальти, конгломерати.	<i>Породи архей-нижньопротерозойського фундаменту групи Тензин:</i> біотит-гранат-кордієритові графітовмісні гнейси, метааркози, мармури, амфіболіти, граніти, пегматити, мігматити, мілоніти, метасоматити, діафторити, породи кори вивітрювання. <i>Породи рифейського осадового чохла формації Мартін та Атабаска:</i> кварцові пісковики, конгломерати, алевроліти, мармури, вулканобрекчії, туфіти.	<i>Породи архей-нижньопротерозойського фундаменту комплексу Нанамбу:</i> формація Куллін: кристалосланці, гнейси гранат-біотитові, амфіболіти, метаконгломерати, карбонатні породи, кристалосланці, граніти пегматити, мігматити. <i>Породи осадового чохла формації Камболджі:</i> кварцові пісковики, конгломерати, алевроліти, кварцові граувакки, жили долеритів.
Рудні зони та поклади	Зруденіння встановлено з обох сторін регіонального неузгодження. У породах фундаменту приурочене до зон катаклазу, брекчування, флюїдизації; у породах осадового чохла – до лінзовидних відокремлень, субузгодних з напластуванням порід.	Рудні зони локалізовані вище та нижче зони регіонального неузгодження порід фундаменту та осадового чохла. Форма рудних покладів у породах фундаменту: штокверки, шлірові та жильні відокремлення серед тектонізованих порід. Рудні поклади в породах осадового чохла лінзоподібні субузгодні з поверхнею незгоди. Параметри рудних зон: довжина - 2,4 км, ширина – 250 м; довжина – 1,5 км, ширина – 10–200 м.	Рудні зони локалізовані поблизу зони регіонального неузгодження. Форма рудних покладів у породах фундаменту жильна, штокверкова в тектонітах зон розломів. Рудні поклади в породах чохла лінзоподібні, субузгодні з напластуваннями осадових порід. Параметри рудних покладів: довжина 450, 150 м, потужність – 2–50 м.
Навколорудні процеси	Хлоритизація, карбонатизація, флюїдизація, бітумінізація; гематитизація; окварцювання, альбітизація, калішпатизація. Процеси брекчування, катаклазу, аргілізації (?).	Хлоритизація, серицитизація, окварцювання, карбонатизація, сульфідизація, гематитизація. Процеси мілонітизації, брекчування.	Хлоритизація, серицитизація, оталькування, окварцювання, карбонатизація, амфіболізація, сульфідизація, брекчування.

Характеристика уранового зруденіння	<i>Мінерали урану:</i> кофініт, уранініт, настуран, уранофан, болтвудит, уранові черні, казоліт. <i>Вміст урану в рудах</i> – від сотих до десятих часток відсотка. Розподіл прожилково-вкраплений. <i>Супутні рудні мінерали та елементи:</i> сульфід Fe, Cu; Pb, Zn. Лимоніт (?); Au, Ag, Zn, Mo. <i>Акцесорні мінерали:</i> циркон, лейкоксен, монацит, торит; барит, флюорит, бітуми. <i>Час етапів зруденіння:</i> 860 – 660 млн років, 200 млн років (?).	<i>Мінерали урану:</i> настуран коломорфний масивний, кофініт, уранові черні, гідроксиди урану. Розподіл прожилково-вкраплений, ниркоподібний, плівковий. <i>Вміст урану у рудах</i> – десяти частки відсотка; локально – до 7 – 30 %. <i>Супутні рудні мінерали:</i> герсдорфіт, мілерит, нікелін, пірит, халькопірит, ковелін, борніт, сфалерит, галеніт. <i>Акцесорні мінерали, що містять уран:</i> сфен, апатит, турмалін, вуглецева речовина. <i>Температури рудоутворення</i> – 225 – 130°C. <i>Час етапів зруденіння</i> – 1230; 960 млн років. <i>Запаси руд урану:</i> родовище Рабіт-Лейк ~ 30 тис. т; родовище Мідуст-Лейк ~ 40 тис. т.	<i>Мінерали урану:</i> настуран, уранініт, силікати урану, уранові черні, фосфати урану. Розподіл прожилково-вкраплений, лінзовидний, ниркоподібний. <i>Вміст урану в рядових рудах</i> – десяти частки відсотка, у багатих рудах – 10-12 %. <i>Супутні рудні мінерали:</i> пірит, марказит, халькопірит, самородне золото, галеніт, гематит; елементи: Sc, Sn, Mo, Cu, Y, Ag. <i>Акцесорні мінерали:</i> сфен, апатит, турмалін, графіт. <i>Вік зруденіння</i> приблизно 690-550 млн років. <i>Запаси руд урану:</i> родовища - Джабілука можливі до 190 тис. т; Рейнджер ~ 100 тис. т; Кунгарра ~ 30 тис. т; Набарлек ~10 тис. т.
--	--	---	---

PROSPECTS OF URANIUM MINERALIZATION OF THE SOUTH-WESTERN SLOPE OF THE UKRAINIAN SHIELD

M. Yaroshchuk, A. Vaylo, A. Ganevich

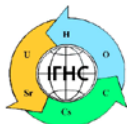
M. Yaroshchuk, Doctor of Geological and Mineralogical Sciences, Leading Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", orcid.org/0000-0002-8380-6362

A. Vaylo, Candidate of Geological Sciences, Senior Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", alexv54@ukr.net, orcid.org/0000-0001-9540-2448

A. Ganevich, Researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", 19ganevich@gmail.com, orcid.org/0000-0001-8594-7532

The geological position, composition and genesis of uranium mineralization of ore occurrences on the southwestern slope of the Ukrainian Shield are considered. In the Precambrian basement metamorphic rocks of the Dniester-Bug, Bug and ultrametamorphic rocks of the Golovanev, Pobuzh, Berdichev and Kirovograd complexes were established. On the southwestern slope of the Ukrainian Shield, 4 uranium occurrences and 4 radioactive anomalies have been discovered, studied and prospected. The uranium occurrences are localized along the regional unconformity surface of the Precambrian basement and platform cover. They are often confined to the nodes of the intersection of faults. The uranium occurrences are installed simultaneously both in the rocks of the basement and in the platform cover. The ore deposits form stockwork and vein segregations among the tectonized rocks of the Precambrian. In the rocks of the sedimentary cover they are discontinuous lenticular, subconcordant with the bedding of rocks. The uranium mineralization is vein-disseminated, represented by uraninite, pitchblende, coffinite, uranium black, casolite, etc. The uranium mineralization was caused by both endogenous and exogenous processes; several stages of uranium concentration have been established. The main source of uranium and associated elements was the low-temperature hydrothermal fluids of the "unconformity zone" faults of the Precambrian basement and sedimentary cover. A comparison is given and the similarity of the uranium mineralization of these occurrences with the rich uranium ores of the "zones of unconformity" of the Canadian and North Australian shields is given, which determines the significant prospects for uranium mineralization of the southwestern slope of the Ukrainian shield for the development of the uranium resource base of Ukraine.

Keywords: Precambrian shields, uranium mineralization, ore-bearing rocks, mineralization stages, impurity elements



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.090>

УДК 556.314.043

Удалов І.В., П'яташ Д.Р.

Удалов І.В. д.г.н., професор, зав. кафедри гідрогеології Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна,
<https://orcid.org/0000-0003-3844-6481>, igorudalov8@gmail.com

П'яташ Д.Р. аспірант кафедри гідрогеології Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна, dmytropyatash123@gmail.com

КІЛЬКІСНИЙ ДИНАМІЗМ ПОКАЗНИКІВ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ЯК МАРКЕР ЯКІСНОЇ ДИФЕРЕНЦІАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД (НА ПРИКЛАДІ СИНІЧАНСЬКОГО ВОДОЗАБОРУ)

У статті надано фізико-географічну характеристику Синичанської водозабірної ділянки Ізюмського водозабору, яка розташована у 8 км на південний схід від м. Ізюму, Харківської області. Розглянуто гідрогеологічні особливості водоносних горизонтів, що експлуатуються чотирма свердловинами. Проаналізовано геоморфологічні особливості території, що досліджується. Також відображено аспекти геологічної будови ділянки. Представлено аналіз показників хімічного складу підземних вод Синичанської водозабірної ділянки з 2003 року. Серед найбільш відповідних завданню роботи хімічних сполук було відібрано значення вмісту нітратів, хлоридів та сульфатів, а також дані загальної жорсткості та мінералізації. Підвищення показників спостерігається у всіх свердловинах. Інтенсивність підвищення є різною для кожної експлуатаційної свердловини та відповідної хімічної сполуки. Це свідчить щонайменше про неоднорідність факторів впливу та процесів, що відбуваються у водоносних горизонтах даної водозабірної ділянки. Серед таких факторів і процесів, з огляду на незначні глибини свердловин, можна відзначити і техногенез. Оскільки Синичанський водозабір експлуатується для водозабезпечення значної кількості житлових масивів м. Ізюму, доцільним є детальний аналіз динаміки представлених даних. Дослідження динаміки розподілу хімічних показників складу підземних вод у різні періоди за допомогою математичних та графічних методів дозволить не лише індуктивно дослідити динаміку минулих років, а й кількісно спрогнозувати майбутні тенденції складу вод міжпластових водоносних горизонтів зазначеного регіону. З огляду на зростаючий та все більш помітний дефіцит якісних водних ресурсів на території України, аналіз даних з водозабірних ділянок міста Ізюму може дати репрезентативну картину реальної локальної ситуації у сфері водного господарства, гідрогеології та гідрогеохімії вод Ізюмського району загалом та міста Ізюму зокрема.

Ключові слова: динаміка, водоносний горизонт, жорсткість, мінералізація, нітрати, хлориди, сульфати, експлуатаційні свердловини, водозабірна ділянка.

Вступ. Гідрогеологічне середовище України є одним із ключових об'єктів досліджень у сфері екологічної безпеки. Незважаючи на доволі потужний науковий апарат щодо теоретичного та практичного вивчення підземних вод, проблема якості та збереження від виснаження все ж має суттєвий характер. Як для великих, так і для малих міст ця проблема так чи інакше стоїть на порядку денному. Процес вирішення даної проблеми пов'язаний із вивченням факторів впливу. Фактори впливу можуть бути як природними, так і техногенними, однак всі вони мають свій прояв у макропоказниках. У якості макропоказників у роботі представлено кількісні дані деяких категорій хімічного складу підземних вод Синичанського водозабору, які дають найбільш репрезентативне відображення наявної ситуації. Оскільки питання динамізму кондицій підземних вод важко розглядати ізольовано від фізико-географічних особливостей поверхні території, що вивчається, доцільним є вказати основні характеристики геоморфології, гідрології, та гідрогеології Ізюмського водозабору.

Аналіз попередніх досліджень і публікацій

Фізико-географічні та гідрогеологічні особливості обраної території досліджуються впродовж тривалого, за історичними мірками, періоду. Великий об'єм наукових досліджень, польових експедицій та практичних експериментів проводився співробітниками Харківського національного університету. Оскільки ділянки водозаборів міста Ізюму мають прирусловий характер формування режиму підземних вод, то слід мати на увазі, що однобока характеристика суто гідрогеологічних особливостей може призвести до, щонайменше, значних неточностей у первинному аналізі та, як наслідок, до значних похибок кінцевих результатів.

Геоморфологічно територія водозабору відноситься до заплави та першої надзаплавної (борової) тераси лівого берега Сіверського Донця. Серед фундаментальних наукових робіт із геоморфології, що охоплюють і дану територію, можна виділити М.І. Дмитрієва [1]. У джерелі наводиться детальний опис рельєфу правобережжя

Сіверського Донця, але лівий берег охарактеризовано значно менше. Це може бути пов'язано з його «типовістю», проте в умовах сучасного техногенезу таке «нехтування» вже не є виправданим достатньою мірою. Особливості тектонічної будови заданого району в загальних рисах відображені у [2]. Серед науковців-геоморфологів XIX століття вивченням рельєфу Харківщини займалися Н.Д. Борисяк та І.Ф. Леваковський [3]. Останній досліджував різні природні феномени, серед яких і рельєф, і ґрунти, і геологія окремих районів. Проте для нашої роботи цінність представляють матеріали, які пояснюють певні нюанси утворення річкових долин та умови гідравлічного зв'язку озер із підземними водоносними горизонтами. Так, підходи до аналізу соляних озер Слов'янську можна використовувати як зразок для аналізу стариць Сіверського Донця в Ізюмському районі.

Як об'єкт гідрологічних досліджень басейн Сіверського Донця у Харківській області досліджувався багатьма науковцями. Найбільш відповідними задачам нашої роботи можна визначити праці Д.Ф. Чомка та В.І. Осадчого. У статті [4] представлено характеристику загальної ситуації щодо водовідбору в Україні. У роботі було порівняно затверджені експлуатаційні запаси з безпосереднім водовідбором у різних областях. Розуміння тенденцій на інших водозабірних ділянках важливе для кореляції з даними з досліджуваної нами ділянки, тим паче, що Синичанську ділянку в роботі детально не описано. У матеріалах УкрНДГМІ [5] В.І. Осадчий чітко описав динаміку змін мінералізації та іонного складу Сіверського Донця з 1990 по 2000 рр. У цій роботі представлено висновки щодо чинників формування гідрохімічного режиму лівобережних та правобережних приток Сіверського Донця. Описано типологію річкових водозборів: слабо мінералізовані (до 700 мг/дм^3) річки лісостепової частини з гідрокарбонатним складом, річки степової частини з підвищеною мінералізацією (до 1000 мг/дм^3) та залежним від гідрологічної фази складом вод, високо мінералізовані (до 2500 мг/дм^3) річки півдня басейну з сульфатним складом вод. Окрім цього вартими уваги є дисертаційні роботи Г.В. Коробкової [6] та В.С. Мартинова [7]. У першій досліджено біологічні, екологічні та хімічні індекси річки Сіверський Донець. Визначено підвищення концентрацій цинку та азоту у пробах води Сіверського Донця вище м. Ізюму. Також, згідно досліджень, спостерігаються підвищення вмісту фосфатів у пробах води річки Оскіл, на заплаві якої частково розташований водозабір, що досліджується. Також у даній дисертаційній роботі представлено достатньо професійно скомпоноване, з точки зору класичної

картографії, гідрохімічне районування Сіверського Донця. Другу дисертаційну роботу присвячено аналізу середньої частини басейну Сіверського Донця та її охороні від забруднення. В.С. Мартинов доволі ґрунтовно розглядав гідрогеологічні особливості приуслівних водозаборів Сіверського Донця на території Донбасу. У його роботі виділено два поверхи підземних вод: нижній та верхній. Детально розглянуто режими живлення водоносних горизонтів у різні роки та в залежності від морфології місця розташування безпосередньо самих свердловин. Також розглянуто хімічний склад вод, який для Донецької області в більшості випадків мав доволі строкатий характер у відповідності до техногенного навантаження того чи іншого регіону. Для нашого дослідження описана робота має більш історично-довідковий характер, оскільки дані дослідження виконувались у порівняно далекому минулому та й охоплювали дещо відмінний за особливостями техногенезу регіон.

Гідрогеологічні умови Харківської області та району досліджень найбільш ґрунтовно вивчали О.В. Гуров, І.В. Удалов, В.О. Терещенко та В.В. Яковлев. Ще наприкінці XIX століття О.В. Гуров відзначав значну виснаженість підземних вод у м. Харкові на прикладі зменшення дебітів Харківського пісковику та висихання білих пісків [8]. Звичайно, такі дані можуть бути менш закономірними для Ізюму, але вони яскраво ілюструють наявні проблеми забезпеченості водними ресурсами Харківської області, які почалися не вчора. Численні роботи І.В. Удалова присвячені структурі якісної трансформації підземних вод міських водозаборів. У [9] розглянуто причини та генезис забруднення підземних вод бучацько-канівського водоносного комплексу. Розуміння нюансів динаміки забруднення нітратами та хлоридами є важливим для даної роботи. У статті В.О. Терещенка [10] описано характеристики розсолів із глибоких свердловин ($5,8 - 6,3 \text{ км}$) Дніпровсько-Донецької западини, що були сформовані в карбоновий період. Про некондиційність даних вод свідчать показники мінералізації (більше 100 г/дм^3), хлоридно-натрієвий склад та значні концентрації метану. Тобто розробка альтернативних джерел кондиційних питних вод, окрім описаних далі, стоїть під питанням. У статті В.В. Яковлева [11] представлено детальний перелік джерел підземних вод у Харківській області та описано тенденцію до забруднення з часом експлуатації джерел. Також у даній статті зазначається про відсутність чіткого стратегічного плану щодо подальшої роботи над проблемами експлуатованих джерел.

Мета статті – дослідити зміни в часі виділених показників для Синичанської водозабірної ділянки.

Виклад основного матеріалу

Факторами впливу на хімічний склад підземних вод можуть бути геологічна будова, геоморфологічні особливості території, сезонні коливання кількості опадів, техногенез.

Ізюмський водозабір підземних вод складається з двох водозабірних ділянок: Синичанської (Рис.1) та Міської, які розташовані у приуrowsькій частині Сіверського Донця та Мокрого Ізюмцю відповідно.

Синичанський водозабір знаходиться на південному сході Ізюмського району, на відстані 8-ми км у південно-східному напрямку від м. Ізюму, на лівобережній заплаві р. Сіверський Донець, на північний захід від устя р. Оскіл. Водозабір було збудовано у 1987 р. у межах ділянки з розвіданими та затвердженими запасами, названо за прилеглим населеним пунктом – с. Синічено. Сverdловинами експлуатується мергельно-крейдовий водоносний горизонт. Нумерація свердловин відповідає номерам розвідницьких свердловин, біля яких їх пробурено й котрі увійшли в схему підрахунків запасів. За даними детальної розвідки 1968-1972 років, запаси підземних вод мергельно-крейдового горизонту затверджено в кількості 23500 м³/добу за категорією А+В+С₁ [12].

Тектонічно район досліджень відноситься до Дніпровсько-Донецької западини. Депресивність даної структури обумовлена процесами рифтогенезу в середньому палеозої. Це призвело до формування актуальних для наукового вивчення геологічних та геоморфологічних умов. А саме: достатньо великої кількості родовищ вуглеводнів, строкатості рельєфу та неоднорідності гідрогеологічних характеристик різних адміністративних одиниць області. Останнє і підлягає дослідженню в даній роботі. Рельєф представлений у вигляді типових форм для рівнинних водорозділів: заплави, тераси, яри та балки.

Загалом, на протязі антропогену річкова долина Сіверського Донця в даному районі не зазнала значних змін. Вона огинає Ізюмський виступ, який складений крейдовими породами, котрі виконують синклінальний прогин між Співаковською та Краснооскільською брахіантиклінальними складками.

Глобальним базисом ерозії для водно-ерозійних і водно акумулятивних форм рельєфу Ізюмського району виступає річка Сіверський Донець. Сіверський Донець, як найбільш впливовий на навколишнє середовище гідрологічний об'єкт в регіоні, відіграє значну роль у інфільтраційних процесах, динаміці підземних вод у верхньому гідрогеологічному поверсі, є зоною розвантаження та живлення.

Оскільки значна кількість експлуатаційних свердловин знаходиться на заплаві та першій

надзаплавній терасі, то доречним є розглянути кондиції алювіального безнапірного водоносного горизонту. У межах Синичанської ділянки він розвинений повсюдно і приурочений до пісків жовтуватого-сірих дрібно-середньозернистих, що складають борову і заплаву терасу. Рівень ґрунтових вод має сезонний характер. Найнижче положення рівня – у період межені.

Глибини статичного рівня коливаються від 3,16 до 4,66 м, а потужність обводнених порід – від 6,68 до 14 м (середня потужність ділянкою – 9,4 м). Підшва горизонту представлена шаром пластичної крейди, яка відіграє роль відносного водотриву. Живлення водоносного горизонту здійснюється здебільшого за рахунок атмосферних опадів та з річки уздовж її русла, а також при вході паводкових вод на заплаву.

Найбільша частка підземних вод вилучається з водоносного горизонту мергельно-крейдових відкладів, де водовмісні породи представлені тріщинуватими мергельно-крейдовими утвореннями. Глибина залягання водоносного горизонту коливається від 9 до 22,5 м. Потужність горизонту складає від 8,5 до 90,2 м. Виділяються зони найбільшого водоприву, глибини яких змінюються від 13 до 88 м, із потужністю 35-80 м.

Розрізжена пластична крейда представлена у вигляді покрівлі (потужність 4 м) і виступає як відносний водотрив. Відносність обумовлена взаємозв'язками між суміжними горизонтами, які було виявлено під час дослідних відкачок.

Нижнім водотривом слугують щільні мергельно-крейдові відклади, що залягають нижче 100 м. Водоносний горизонт є напірним, а середні величини напорів у природних умовах становлять 12-15 м. Загалом ділянкою спостерігається зростання напору у напрямку на південний схід, яке обумовлене збільшенням глибини залягання крейдових відкладів. Глибини статичного рівня у свердловинах детальної розвідки коливались від 2,95 до 4,4 м.

Слід виділити значну нерівномірність водозбагаченості мергельно-крейдових відкладів, зумовлену різними показниками тріщинуватості порід. Найбільш високу водозбагаченість серед експлуатаційних свердловин має свердловина № 82, питомий дебіт якої становить 33,7 дм³/с. Коефіцієнти водопровідності також коливаються у широких межах: від 101 до 5944 м²/добу.

Основне живлення даний горизонт отримує з алювіального горизонту через інфільтраційні процеси атмосферних опадів, частково – у паводковий період. У південній частині ділянки нижній водотрив відсутній, додаткове живлення отримується від сеноман-нижньокрейдного горизонту.

Експлуатаційні свердловини на Синичанській ділянці

Масштаб 1: 20 000



Рис. 1. Структура Синичанської ділянки Ізюмського водозабору
Fig. 1. The structure of the Synychan section of the Izium water intake

Сеноман-нижньокрейдяний водонасний горизонт розповсюджений на всій території ділянки. Загальна потужність відкладів коливається від 9 до 12,25 м. Водовмісні породи представлені тріщинуватими пісковиками й грубозернистими пісками, що місцями переходять у гравеліти. У центральній частині ділянки покрівля горизонту розташована на глибині 113 м. У крайових частинах мульди сеноман-нижньокрейдяні відклади залягають безпосередньо під четвертинними відкладами і оконтурюють мергельно-крейдяні утворення. Верхній водотрив представлений мергельно-крейдяними відкладами, а нижній – щільними глинами верхньої юри. Горизонт є напірним, а величини напору залежать від глибини залягання покрівлі. Показники напору коливаються від 19,73 до 110,75 м. Дебіт свердловин на цьому горизонті коливався від 3,8 дм³/с при зниженні 14,6 м до 14,0 дм³/ при зниженні 10,4 м. Живлення даного горизонту здійснюється за рахунок перетікання з алювіального горизонту в зонах виходів під четвертинні утворення. Коефіцієнт водопровідності змінюється від 44 до 71 м²/добу.

З огляду на все вищезазначене можна сказати про значну неоднорідність у конкретних гідрогеологічних показниках, а саме: дебітах свердловин, величинах напорів, потужностях водонасних горизонтів,

динамічних та статичних рівня тощо. Подібною є лише стратиграфічна картина водонасних горизонтів та види їх живлення, але і це твердження справедливе лише з певними уточненнями. Експлуатаційні свердловини на Міській ділянці зараз експлуатують лише вищезазначені водонасні горизонти, хоча розвідницькі матеріали свідчать про наявність достатніх для експлуатації об'ємів підземних вод і в горизонтах юрського періоду: водонасний горизонт відкладів келовейського ярусу верхньої юри, водонасний горизонт батського ярусу середньої юри, водонасний горизонт байського ярусу середньої юри. Аргументом для їх невикористання є передусім невідповідність вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 [13]. Гідрокарбонатно-натрієві води з мінералізацією на рівні 1,54 г/дм³ (келовейський ярус верхньої юри), хлоридно-натрієві води з мінералізацією до 5 г/дм³ та жорсткістю до 29 ммоль/дм³ (батський ярус середньої юри), гідрокарбонатно-хлоридно-натрієві води з мінералізацією 1,49 г/дм³ та вмістом хлоридів понад 500 мг/дм³ (байоський ярус середньої юри).

Для подальшого аналізу релевантним є вивчення хімічного складу підземних вод, адже цей фактор досі ще не було розглянуто в роботі. Характеристика хімічного складу та його динаміки може внести

послідовність до ще нечітко сформульованої закономірності.

Дослідження динаміки гідрогеохімічних міграцій може не тільки назвати вектори руху хімічних елементів і сполук чи виявити наявних агентів забруднення, а ще й продемонструвати загальний якісний стан підземних вод. Для отримання більш-менш репрезентативної картини достатнім є визначення п'яти показників. Для цього було обрано показники рівня жорсткості, мінералізації, вмісту нітратів, хлоридів та сульфатів. Період дослідження – з 2003 по 2020 рік. Дані отримано від атестованої лабораторії Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства (далі – ІКВ ВКП).

На Синичанській ділянці станом на квітень 2021 року в експлуатації перебуває чотири свердловини: № 82, № 61, № 5, № 4. Дані за рівнями жорсткості води, яка вилучається експлуатаційними свердловинами, за описуваний період представлено на Рис. 2.

Аналізуючи динаміку розподілу рівнів жорсткості Синичанської водозабірної ділянки (Рис. 2), не можна не відмітити поступове збільшення показників. Із 2003 по 2020 рік показники коливались, але лінії тренду свідчать про чітке зростання жорсткості у пробах всіх свердловин. Наприклад, для свердловин

№ 82, № 61, № 5 та № 4 у 2003 році жорсткість складала 2,94; 2,65; 2,94 та 3,2 ммоль/дм³ відповідно, а у 2020 р. – вже 5,19; 4,05; 4,49 та 3,77 ммоль/дм³.

За 18 років системних спостережень фіксується зростання жорсткості на 17,8% (№ 4), 52,8% (№ 61, № 5) та 76,5% (№ 82). Причому вказані відсотки не враховують точок екстремумів, наприклад, 2010 рік для свердловин № 61 та № 4 або 2015 рік для свердловини № 82, де різниця у відсотках буде ще більшою. Середні значення жорсткості: 4,36 ммоль/дм³ (№ 82), 4,12 ммоль/дм³ (№ 61), 4,13 ммоль/дм³ (№ 5), 3,85 ммоль/дм³ (№ 4).

Наступною категорією для виявлення тенденції було визначено мінералізацію (Рис. 3). За період з 2003 по 2020 рік спостерігається підвищення показника мінералізації з 250,9 мг/дм³ (№ 82); 257,3 мг/дм³ (№ 61); 254,2 мг/дм³ (№ 5) та 181 мг/дм³ (№ 4) до 533 мг/дм³ (№ 82); 528 мг/дм³ (№ 61); 480 мг/дм³ (№ 5) та 477 мг/дм³ (№ 4) відповідно. Зміни у відсотковому відношенні: 112,4 % (№ 82); 105,2 % (№ 61); 88,8 % (№ 5); 163,5 % (№ 4).

Згідно даних, екстремуми знову припадають на 2010 та 2015 роки. Середні значення: 384,91 мг/дм³ (№ 82), 346,85 мг/дм³ (№ 61), 352,97 мг/дм³ (№ 5), 309,37 мг/дм³ (№ 4).

Кількісні дані вмісту нітратів представлено на Рис. 4.

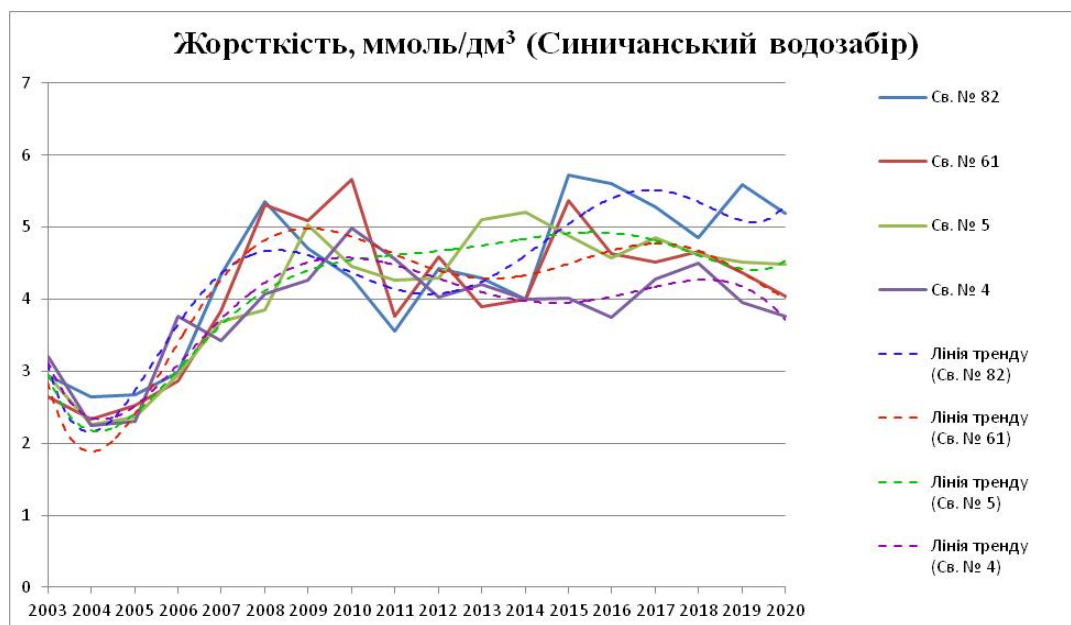


Рис. 2. Динаміка зміни жорсткості води на Синичанському водозабірному пункті

Fig. 2. Dynamics of water hardness change at Synychan water intake

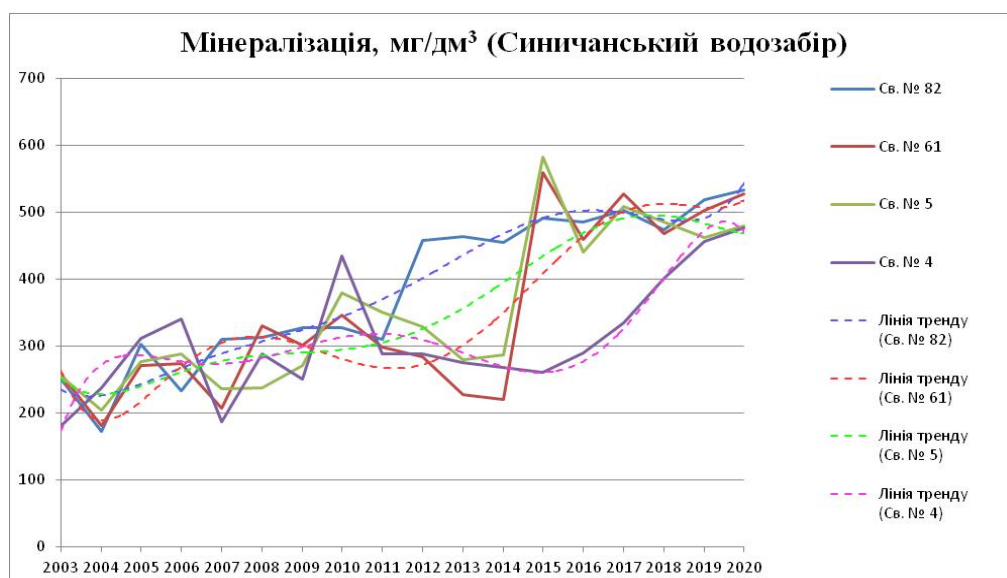


Рис. 3. Динаміка зміни мінералізації на Синичанському водозаборі

Fig. 3. Dynamics of mineralization change at Synychan water intake



Рис. 4 Динаміка змін вмісту нітратів на Синичанському водозаборі

Fig. 4. Dynamics of changes in nitrate content at Synychan water intake

Аналізуючи даний графік, можна сказати про менш інтенсивне зростання показників порівняно з мінералізацією чи жорсткістю, хоча тенденція зберігається. Яскраво виділяється стрибок до $12,47 \text{ мг/дм}^3$ у 2011 році у свердловині № 82 та зниження концентрації у 2008 році до $1,71 \text{ мг/дм}^3$. Цікавим є той факт, що «передовими» за темпами росту виступають вже свердловини № 4 та № 5, показники з яких дуже схожі, і можна казати про значний ступінь зв'язку між ними через міграційні процеси нітратів. Загалом показники в 2003 році склали: $6,56 \text{ мг/дм}^3$ (№ 82) $6,66 \text{ мг/дм}^3$ (№ 61) $6,1 \text{ мг/дм}^3$ (№ 5) та $5,75 \text{ мг/дм}^3$ (№ 4). У 2020 році маємо вже наступні показники: $9,2 \text{ мг/дм}^3$ (№ 82) 8 мг/дм^3 (№ 61) $10,6 \text{ мг/дм}^3$ (№ 5) $8,8 \text{ мг/дм}^3$ (№ 4). У відсотковому відношенні зростання показників з 2003 по 2020 рік сягає: 40,2 % (№ 82), 20,1% (№ 61), 73,8% (№ 5), 53% (№ 4) Середні значення концентрації нітратів свердловинами за 18 років спостережень

складають: $6,6 \text{ мг/дм}^3$ (№ 82) $6,3 \text{ мг/дм}^3$ (№ 61) $6,05 \text{ мг/дм}^3$ (№ 5) $6,4 \text{ мг/дм}^3$ (№ 4).

Наступним критерієм оцінки виступає рівень вмісту хлоридів (Рис. 5).

Даний графік вмісту хлоридів представляє дещо іншу та більш неоднозначну картину аніж попередні. По-перше, розподіл даних має хвилястий характер і візуально можна говорити про системне зменшення показників до 2005 року, а потім різке підвищення з 2015 року. По-друге, на експлуатаційній свердловині № 4 за лінією тренду майже на простежується ріст показників на відміну від трьох інших свердловин. Такий феномен є цікавим для подальшого дослідження, адже до цього всі показники концентрацій підлягали більш-менш очевидній закономірності, а в даній ситуації фіксуються значно менші концентрації хлоридів та ще й неоднозначної векторності. Найвищі та найнижчі концентрації хлоридів спостерігаються у пробах води зі

свердловини № 82 – 45 та 20,8 мг/дм³ відповідно. Порівнюючи 2003 та 2020 роки, маємо наступні зміни концентрації хлоридів у відсотковому відношенні: - 10,5 % (№ 82), 3,4 % (№ 61), - 10,7 % (№ 5), 19,9 % (№ 4). Якщо абстрагуватись від усіх інших років, отримані числа не є критичними, а подекуди й свідчать про тенденцію до покращення. Середні показники вмісту хлоридів за період, що спостерігався, склали: 28,85 мг/дм³ (№ 82), 29,17 мг/дм³ (№ 61), 30,6 мг/дм³ (№ 5), 27,29 мг/дм³ (№ 4). Загалом, дивлячись лише на абсолютні числа,

ситуація щодо хлоридів доволі непогана, особливо з урахуванням ГДК для хлоридів у водопровідних системах у розмірі ≤ 250 мг/дм³ [13]. Відносно графіку можна сказати, що невелике зростання присутнє, але воно може чергуватись спадами і знову підйомами, та й не в усіх свердловинах. Феномен свердловини № 4 ще необхідно дослідити. Дані відносно інших свердловин можуть свідчити про значний ступінь ізолюваності від зовнішніх факторів та/або відсутність вторинних ремобілізованих сполук.

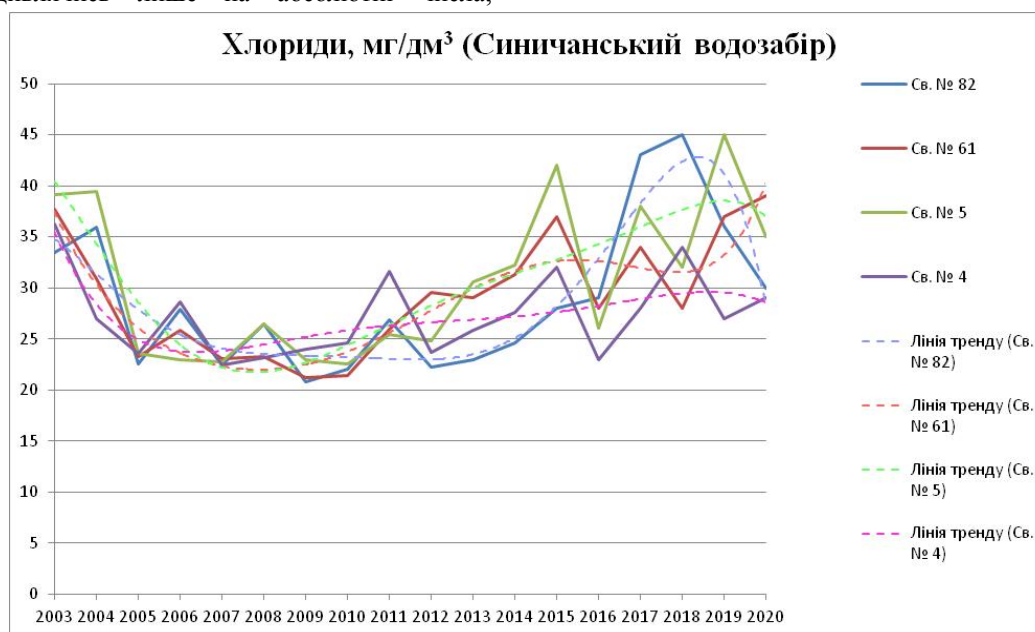


Рис. 5. Динаміка змін вмісту хлоридів на Синичанському водозабірному пункті

Fig. 5. Dynamics of changes in chloride content at Synychan water intake

Останніми пропонується розглянути показники вмісту сульфатів у пробах води з експлуатаційних свердловин (Рис. 6). Аналізуючи графік вмісту сульфатів на Синичанській ділянці, можна побачити схожу ситуацію з їх розподілу, як і у пробах на нітратах, мінералізацію та жорсткість. Першою за темпами зростання показників знову виступає свердловина № 82, а найменші показники фіксуються у пробах зі свердловини № 4. Серед екстремумів максимальні показники були в 2013 році – 119,2 мг/дм³ (№ 82), а мінімальні у 2003 році – 4,6 мг/дм³ (№ 5). У відсотковому відношенні концентрації змінились наступним чином (всюди зросло): 637,8% (№ 82), 492,4% (№ 61), 1378,3% (№ 5), 504,7% (№ 4). Отримані відсотки свідчать про доволі однозначну тенденцію, яка в перспективі може нести негативні наслідки для якісних характеристик води, що поставляється жителям міста. Середні значення за період, що досліджується, склали: 59,07 мг/дм³ (№ 82), 45,55 мг/дм³ (№ 61), 40,84 мг/дм³ (№ 5), 31,1 мг/дм³ (№ 4). Також видно значну схожість показників зі свердловини № 61 та свердловини № 5. Проте, чим можна пояснити наявні

тенденції до підвищення концентрацій? У зв'язку з тим, що всі чотири свердловини експлуатують мергельно-крейдяний водоносний горизонт, знаходяться у безпосередній близькості до Сіверського Донця, можна припустити, що причина повинна бути одна. Нею може бути розвантаження високомінералізованих хлоридно-сульфатних вод з нижніх або суміжних структурних гідрогеологічних поверхів чи горизонтів (є маловірогідним, адже рівні мінералізації тоді були б значно вищими, а показники хлоридів і сульфатів краще корелювалися). Також можливе системне забруднення поверхні водозаборів (мало вірогідно, у зв'язку з наявністю зон санітарної охорони навколо кожної свердловини). Не можна виключати і виснаженість запасів підземних вод у даному ареалі (описані свердловини знаходяться в експлуатації з середини 80-х років XX століття). Можливість доступу поверхневих вод Сіверського Донця та Осколу різного хімічного складу до водоносних горизонтів через зони живлення і розвантаження є більш вірогідним через сезонні затоплення заплави та розвантаження ґрунтових вод у стариці. Але якщо причиною є одна з

вищезазначених, тоді це не пояснює значно меншого рівня мінералізації у пробах води свердловини № 4. Не є до кінця зрозумілою відносна рівність показників

вмісту хлоридів у свердловині № 4. Високі показники вмісту сульфатів у пробах зі свердловини № 82 також не можна віднести до одного фактору.

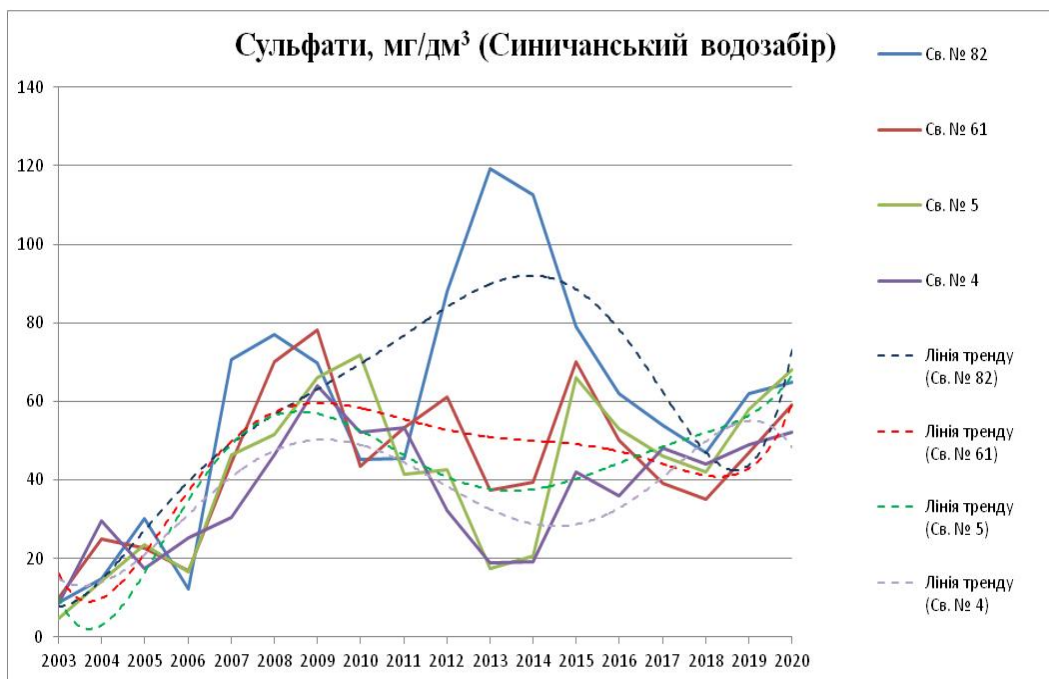


Рис. 6. Динаміка змін вмісту сульфатів на Синичанському водозабірному пункті

Fig. 6. Dynamics of changes in sulfate content at Synychan water intake)

Висновки

Фактори впливу на якість води на Синичанській водозабірній ділянці не зводяться до одного і потребують подальшої інтерпретації та більш детального дослідження. Сама ділянка має більш-менш однорідну геоморфологічну будову, чого не можна сказати про гідрогеологічну складову, яка представлена різними за потужністю та водозабаченістю водоносними горизонтами. Чітко можна виділити лише залежність зміни показників від географічного положення свердловин відносно русла Сіверського Донця та Осколу. Чим далі знаходиться експлуатаційна свердловина від річки, тим меншим є темп зростання досліджуваних показників.

Безпосередньо за досліджуваними показниками можна виділити наступне:

1. Показники рівня жорсткості та мінералізації мають тенденцію до підвищення. Кожна свердловина має свої відповідні темпи, проте для періоду, що спостерігався, ситуація є доволі однозначною.

2. За вмістом нітратів у підземних водах Синичанського водозабору теж спостерігається підвищення, але менш інтенсивне та без великої кількості різких перепадів. «Плавність» розподілу даних свідчить про значну міру ізоляваності вод від екзогенного впливу.

3. Вміст хлоридів, за винятком свердловини № 4, з часом зростає, хоча говорити про загрозу

перевищення ГДК за рівнями вмісту хлоридів наразі не можна. Числові дані вмісту хлоридів, у порівнянні з іншими, демонструють відносну чистоту води за цією категорією.

4. За вмістом сульфатів також фіксується негативна динаміка за даними з усіх свердловин. Відносні числа зросли у багато разів, а з такими темпами росту можна говорити про невідповідність нормам ГДК за сульфатами через певний проміжок часу.

З огляду на вищезазначене можна стверджувати, що застосований апарат дослідження для даної території не дає повного розуміння. Проаналізований матеріал свідчить про наявність наукової актуальності в досліджуваній тематиці. У зв'язку з цим автори бачать доцільним подальше вивчення Синичанської водозабірної ділянки із застосуванням математичних методів та відповідним розширенням переліку показників, які аналізуються.

Література

1. Дмитрієв М.І. Рельєф УСРР. Геоморфологічний нарис. Харків: Учпедгиз, 1936. 168 с.
2. Геоморфология Украинской ССР: Учеб. пособие / И. М. Рослий, Ю. А. Кошик, Э. Т. Палиенко и др.; Под общ. ред. И. М. Рослого. К.: Выща шк., 1990. 287с.
3. Леваковский И. Ф. О славянских соляных озерах / Иван Федорович Леваковский. Харьков : В Университетской типографии. 1870. 10 с. Режим доступу : <http://escriptorium.univer.kharkov.ua/handle/1237075002/1237>.

4. Чомко Д.Ф. Характеристика режиму водовідбору по Україні (2000-2008 pp.) / Д.Ф. Чомко, Л.І. Шевчук. Вісник Харківського національного університету. Харків. 2010. № 909. С.57-60.
5. Ухань О. О. Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець / О. О. Ухань, В. І. Осадчий, Н. М. Осадча, А. П. Манченко. Наук праці УкрНДГМІ. 2002. Вип. 250. Режим доступу : https://uhmi.org.ua/pub/np/250/22_Uhan.pdf
6. Коробкова Г.В. Екологічне нормування якості поверхневих вод на прикладі басейну річки Сіверський Донець (в межах Харківської області) : дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11. Харків, 2018. 183 с.
7. Мартынов В.С. Подземные воды средней части бассейна Северского Донца и охрана их от загрязнения и истощения : дис. ... канд. геол.-минер. наук. Київ, 1973. 145 с..
8. Гуров А.В. Геологические исследования в южной части Харьковской губернии / А.В. Гуров. 1869.
9. Удалов І. В. Трансформація якісного складу питних підземних вод центральної частини ДДАБ / І. В. Удалов, С. М. Левонюк. Геохімія техногенезу. 2019. № 2 (30). С. 46-55.
10. Терещенко В. О. Підземні води з найбільш глибоких розкритих горизонтів Дніпровсько-Донецької западини / В. О. Терещенко. Вісник Харківського національного університету. Харків. 2014. № 1098. С. 55-60.
11. Яковлев В. В. Джерельні води Харківської області як джерело питного водопостачання / В. В. Яковлев. Вісник Харківського національного університету. Харків. 2014. № 1098. С. 63-72.
12. Протокол № 3411 засідання Української територіальної комісії по запасам корисних копалин від 21 листопада 1972 г., Київ.
13. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10). Режим доступу : <https://geology.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/03/DSanPiN-2.2.4-171-10.pdf>
2. Geomorfologiya Ukrainsoj SSR: Study guide. I. M. Roslyj, Y. A. Koshik, E. T. Palienko i dr.; Edited by I. M. Roslyi. K.: Vyshcha shchh., 1990. 287 p.
3. Levakovskij I. F. *O slavyanskij soljnyh ozerah*. Ivan Fedorovich Levakovskij. Kharkov : V Universitetskij tipografii. 1870. 10 s. Access mode : <http://escriptorium.univer.kharkov.ua/handle/1237075002/1237>.
4. Chomko D. F. (2010) *Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series «Geology-Geography-Ecology»*. Kharkiv. 2010. № 909 – pp.57-60.
5. Uhan O. O. *Osoblivosti formuvannya himichnogo skladu poverhnevih vod basejnu r. Siverskij Donec*. O.O. Uhan', V. I. Osadchij, N. M. Osadcha, A. P. Manchenko. Nauk. pracj UkrNDGMI. 2002. Vip. 250. Access mode : https://uhmi.org.ua/pub/np/250/22_Uhan.pdf
6. Korobkova G.V. *Ecological rationing of surface water quality on the example of the Seversky Donets river basin (within Kharkiv region)*. Candidate's thesis. Kharkiv, 2018. 183 s.
7. Martynov V.S. *Groundwater in the middle part of the Seversky Donets basin and their protection from pollution and depletion*. Candidate's thesis. Kyiv, 1973. 145 s..
8. Gurov A.V. *Geologicheskie issledovaniya v yuzhnoj chasti Kharkovskoj gubernii*. A.V. Gurov. 1869.
9. Udalov I. V., S. M. Levonyuk. (2019) *Geochemistry of Technogenesis*. No. 2 (30). P. 46-55.
10. Tereshchenko V. O. *Pidzemni vodi z najbilsh glibokih rozkritih gorizontiv Dniprovsko-Donetskoi zapadini*. V. O. Tereshchenko. Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series «Geology-Geography-Ecology». Kharkiv. 2014. No. 1098. P. 55-60.
11. Yakovlev V. V. (2014) *Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series «Geology-Geography-Ecology»*. Kharkiv.. No. 1098. P 63-72.
12. Protocol № 3411 zasedaniya Ukrainsoj territorialnoj komisii po zapasam poleznyh iskopaemyh ot 21 noyabrya 1972 g., Kiev.
13. Derzhavni sanitarni normi ta pravila «Gigienichni vimogi do vodi pitnoi, pryznachenoï dlya spozhivannya lyudinoyu» (DSanPiN 2.2.4-171-10). Access mode : <https://geology.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/03/DSanPiN-2.2.4-171-10.pdf>

References

1. Dmitriev M.I. *Relief USSR. Geomorfologichnij naris*. Kharkiv: Uchpedgiz, 1936. 168 s.

QUANTITATIVE DYNAMISM OF CHEMICAL COMPOSITION INDICATORS AS A MARKER OF QUALITATIVE GROUNDWATER DIFFERENTIATION (ON THE EXAMPLE OF SYNCHAN WATER INTAKE)

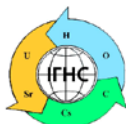
I. Udalov, D. Piatash

Udalov I. V., Doctor of Sciences (Geology), professor, head of the department of hydrogeology, V. N. Karazin Kharkiv National University, ORCID:0000-0003-3844-6481, igorudalov8@gmail.com

Piatash D. R., PhD student of the department of hydrogeology, V. N. Karazin Kharkiv National University, dmytroptyatash123@gmail.com

The article presents the physical and geographical characteristics of the Synchan water intake section of the Izyum water intake, which is located 8 km southeast of the city of Izyum, Kharkiv region. Hydrogeological features of aquifers operated by 4 wells are considered. Geomorphological features of the studied territory are analyzed. Aspects of the geological structure of the site are also reflected. The analysis of indicators of chemical composition of underground waters of the Synchan water intake site since 2003 is presented. Among the most relevant to the task of chemical compounds, the values of nitrates, chlorides and sulfates content, as well as data on total hardness and mineralization were selected. An increase in performance is observed in all wells. The intensity of the increase is different for each production well and the corresponding chemical compound. This indicates at least the heterogeneity of influencing factors and processes occurring in the aquifers of this water intake area. Among such factors and processes, taking into account the shallow depths of wells, we can consider the technogenesis. Since Synchan water intake is used to supply a significant number of residential areas of Izyum, a detailed analysis of the dynamics of the presented data is appropriate. The study of the dynamics of the distribution of chemical indicators of groundwater composition over different periods using mathematical and graphical methods will not only allow to inductively study the dynamics in previous years, but also quantitatively predict future trends in water composition of interstratal aquifers in the region. Considering the growing and growing shortage of quality water resources in Ukraine, the analysis of data from water intake areas of Izyum can give a representative picture of the real local situation in the field of water management, hydrogeology and hydrogeochemistry of Izyum district in general and town of Izyum in particular.

Key words: dynamics, aquifer, hardness, mineralization, nitrates, chlorides, sulfates, production wells, water intake area.



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.099>

УДК 53.047+628.16

Чарний Д.В., Ярошук Д.А., Пугач О.В., Смірнова Г.Ф., Мусіч О.Г., Стоколос М.О., Ніколенко В.А., Тищенко І.В. Чернова Н.М.,

Чарний Д.В., д.т.н., с.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ORCID:0000-0001-6150-6433, dmitriych10@gmail.com

Ярошук Д.А., інженер., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ORCID:0000-0003-0190-8611, mitya.yaroshchuk@gmail.com

Пугач О.В., м.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ORCID:0000-0002-1378-3820, rav281082@gmail.com

Смірнова Г.Ф., с.н.с., кандидат біологічних наук, «Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К.Заболотного НАН України» ORCID:0000-0001-9402-9821, gf-smirnova@ukr.net

Мусіч О.Г., с.н.с. кандидат біологічних наук, ДУ «ІГНС НАН України» ORCID:0000-0003-3874-741X, nad79eva@ukr.net

Стоколос М.О., м.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» ORCID:0000-0002-0471-1526, IGNS_Stokolos@nas.gov.ua

Ніколенко В.А., провідний інженер, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», ORCID:0000-0002-9714-147X, borey@i.ua

Тищенко І.В., головний технолог, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» ORCID:0000-0002-1943-5333, biriuk@i.ua

Чернова Н.М., к.т.н., доцент, Національний університет харчових технологій, ORCID: 0000-0002-5197-3430, notochka@ukr.net

ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ ПЛАЗМИ ЕЛЕКТРИЧНОГО РОЗРЯДУ

На сьогоднішній день через низьку ефективність використовуваних технологій знезараження сполуками, які містять хлор, враховуючи зростаючу кількість хлоррезистивних мікроорганізмів, актуальним є питання впровадження альтернативних методів знезараження у сфері водопостачання та водовідведення. Одним із таких альтернативних методів є обробка рідин плазмою розряду електричного струму. У статті описано наші дослідження з обробки різних типів води з поверхневих джерел у м. Києві та води, навмисно зараженої кишковою паличкою (*Escherichia coli* (*E. coli*)). Дослідження проводилися на лабораторній установці з циркуляційним насосом та реактором ежекторного типу з інтегрованими електродами, в якому відбувається формування водопровідної суміші, якою проходить електричний розряд. Реактором знезараження і одночасно пристроєм утворення гетерогенного водопровідного середовища слугує ежектор із введеними у нього електродами, на які надходять імпульси електричного струму. Розряди ініціюють цілий спектр різних фізико-хімічних явищ, таких як сильне електричне поле, інтенсивне ультрафіолетове випромінювання, ударні хвилі надлишкового тиску і, особливо, утворення різних високоактивних хімічних речовин, таких як радикали ($\text{OH}\cdot$, $\text{H}\cdot$, $\text{O}\cdot$) і молекули (H_2O_2 , H_2 , O_2 , O_3). Усі ці фізико-хімічні процеси, які відбуваються протягом самого розряду, наприклад, утворення і дія короткоживучих радикалів, та дія порівняно довгоживучих окислювачів. Вивчення впливу концентрації мікроорганізмів на швидкість і повноту знезараження води проводили на технічній (водопровідній) воді з внесенням до реакційної ємності змиву з двох пробірок тест-культури. Це забезпечило початкову концентрацію *E. coli* $3,4 \cdot 10^6$ КУО/см³. Обробка води протягом 30 секунд знизила концентрацію мікроорганізмів на два порядки (до $5,4 \cdot 10^4$). Через 1 хвилину обробки цей показник знизився до $1,7 \cdot 10^2$, а після закінчення 3 хвилин у пробах реєстрували 5,2 КУО/см³, тобто оброблена вода відповідала показникам практично чистої води. Дослідження довели ефективність знезараження плазмовим методом навіть для рідин із концентрацією мікроорганізмів, яка значно перевищує гранично допустимі. Вміст мікроорганізмів до та після обробки встановлювали методом граничного розведення зразків із подальшим висіванням на поживному середовищі в чашках Петрі

Ключові слова: вода, водопостачання, знезараження, бактерії, плазма, електричний розряд.

Вступ. Сучасний напружений санітарно-епідемічний стан обумовлений низкою факторів, у тому числі і зниженням ефективності дії класичних хлорвмісних дезінфектантів. Це зумовлено масовим розповсюдженням хлоррезистивних форм патогенних мікроорганізмів, прискоренням їх еволюції з утворенням усе більш стійких штамів. Відповідно масове поширення хлоррезистивних мікроорганізмів поки що провокує екстенсивний розвиток систем знезараження, здебільшого проблему намагаються

вирішити, застосовуючи все більш токсичні, дорогі і шкідливі у всіх відношеннях дезінфектанти.

Відповідно, розробка підходів і апаратів на нових технологічних засадах, що гарантують стабільне знезараження широкого спектру мікроорганізмів у природній та стічній водах, а також в інших супутніх рідких середовищах, є надзвичайно актуальним напрямом досліджень.

Одним із можливих технологічних напрямів є використання високоенергетичної обробки води під

час електричного розряду. Особливо привабливим цей напрям стає, якщо врахувати існування значного, недостатньо задіяного у сфері водоочищення, вітчизняного потенціалу енергогенеруючих потужностей, у тому числі (можливо, і головним чином) АЕС.

Метою роботи була експериментальна перевірка гіпотези щодо ефективності застосування методу знезараження води за допомогою впливу холодної плазми імпульсного електричного розряду у гетерогенному водоповітряному середовищі.

Матеріали та методи

Дослідження проводилися на лабораторній установці (рис. 1), яка забезпечує циклічне надходження води у реактор, де відбувається процес знезараження за допомогою циркуляційного насоса. Реактором знезараження і одночасно пристроєм утворення гетерогенного водоповітряного середовища слугує ежектор із введеними у нього електродами, на які надходять імпульси електричного струму.

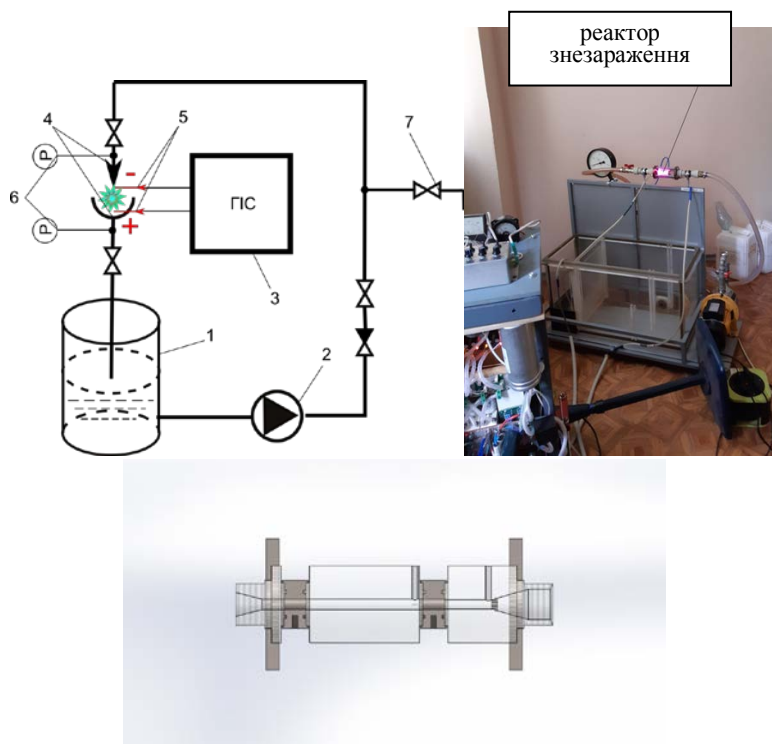


Рис. 1. Принципова схема установки обработки воды плазмой импульсного искрового разряда. 1 - резервуар для воды; 2 - водяной насос; 3 - генератор высокочастотного импульсного тока; 4 - ежектор (реактор обеззараживания); 5 - электроды; 6 - манометры; 7 - кран для відбору проб.

Fig. 1. Schematic diagram of the unit for water treatment with plasma pulsed spark discharge. 1 - water tank; 2 - water pump; 3 - high-frequency pulse current generator; 4 - ejector (disinfection reactor); 5 - electrodes; 6 - manometers; 7 - crane for sampling.

Електроди з нержавіючої сталі розташовано у вакуумній зоні камери змішування ежектору. В ежекторі відбувається кавітаційне «скипання» потоку оброблюваної води, що забезпечує утворення водоповітряної суміші у вакуумній зоні ежектору. Утворена таким чином водоповітряна суміш дозволяє суттєво зменшити витрати електроенергії на генерацію і підтримку плазми у порівнянні з розрядами у чисто водному середовищі [1–4]. У процесі генерації плазми електричними розрядами у водоповітряному середовищі виникає ціла низка фізичних і хімічних чинників, які можуть сприяти знезараженню води.

Розряди ініціюють цілий спектр різних фізико-хімічних явищ, таких як сильне електричне поле, інтенсивне ультрафіолетове випромінювання, ударні хвилі надлишкового тиску і, особливо, утворення різних високоактивних хімічних сполук, таких як радикали ($\text{OH}^\bullet$, $\text{H}^\bullet$, $\text{O}^\bullet$, $\text{HO}_2^\bullet$) і молекули (H_2O_2 , H_2 , O_2 , O_3) [5–7]. Усі ці фізико-хімічні процеси, які

відбуваються як протягом самого розряду, наприклад, утворення і дія короткоживучих радикалів, а також дія порівняно довгоживучих окиснювачів, подібних до H_2O_2 , O_3 , обумовлюють ефект знезараження води від мікроорганізмів, що піддається подібній обробці. Зокрема загально відомим є те, що молекулярні види окиснювачів, такі як озон (O_3), перекис водню (H_2O_2) та $\text{OH}^\bullet$ радикал є основними окислювачами у процесах очищення води, вони ефективно деструктують цілі спектри органічних сполук, таких як феноли, нафтопродукти, жири, ліпіди, синтетичні барвники тощо. Відповідно існує об'єктивне підґрунтя для припущення, що застосування подібної обробки забезпечить високу ефективність під час знезараження води фактично від усіх видів і форм мікроорганізмів: вірусів, бактерій, грибів, водоростей, цист, простіших тощо.

Експериментальну установку реалізовано на базі камери реактору у формі ежектору. Його продуктивність $0,45 \text{ м}^3/\text{год}$ за робочого тиску на вході

ежектора 0,3 МПа. Об'єм води, яка піддавалась обробці, становив 5 літрів. Загальна тривалість вихідних імпульсів генератору струму становила $5 \div 7$ мкс, частота проходження імпульсів 15 кГц, амплітуда імпульсів близько 5 кВ.

Перед початком роботи, а також після кожного досліду установка промивалася водою, оброблялася сумішшю з рівних об'ємів спирту C_2H_5OH (96%) і перекису водню H_2O_2 (30%), потім триразово промивалася простерилізованою водопровідною водою і стерильною дистильованою водою.

Тест-об'єктом слугувала культура *Escherichia coli*, штам В-926, із колекції Інституту мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАНУ.

Досліди проводилися на модельних зразках водопровідної води (надалі технічної) з висіванням добової культури *E. coli*, вирощеної на м'ясо-пептонному агарі (МПА), а також на природних водах: річковій – річки Дніпро, що була відібрана в середині липня 2020 р. у прибережній зоні парку ім. Примакова м. Києва поблизу мосту ім. Патона. Проби озерної води було відібрано у той же період року з озера Середнє, яке входить до каскаду Голосіївських озер. Додатково було проведено дослідження з річковою водою, витриманою (відстояною) в лабораторних умовах протягом 21 доби.

Для водопровідної води змив культури переносили в стерильний флакон і ретельно струшували, щоб уникнути утворення в реакційній ємності стійких конгломератів, грудочок біомаси, що могло б призвести до викривлення результатів. Після внесення бактеріальної культури вміст ємності добре перемішували і асептично відбирали пробу для визначення початкової концентрації у воді тест-культури. Початкова концентрація мікробної культури, а також вміст мікроорганізмів після впливу плазми в дослідних визначали методом граничних розведень води.

Вплив концентрації мікробного забруднення вивчали на зразках технічної води, куди вносили змив із двох пробірок культури *E. coli* В-926 на МПА, а також подвійну кількість біомаси.

Воду з природних джерел відбирали в стерильні ємності і доставляли у лабораторію в охолодженому стані. До обробки зразки води зберігалися в холодильнику.

Загальне мікробне число вихідних зразків води, а також після впливу на них плазми обчислювали методом граничних розведень, тобто в усіх проведених дослідних із відібраних зразків готували десятикратні розведення, а саме для отримання розведень брали кілька пробірок, що містять по 9 см^3 стерильної водопровідної води. Досліджувану воду

об'ємом 1 см^3 вносили в першу пробірку, отримавши розведення 1:10, потім із цієї пробірки переносили 1 см^3 у наступну і т.д. Для приготування кожного розведення використовували нову стерильну піпетку. Далі $0,1 \text{ см}^3$ води кожного розведення висівали на відповідне середовище (Ендо або МПА) з триразовою повторюваністю. Посіви інкубували 24 години за температури 37°C . Після інкубації підраховували сумарну кількість колоній і вираховували загальне мікробне число за формулою:

$$X = \frac{A \cdot B}{V}, (1)$$

де: X – загальне мікробне число, КУО/см³; A – середня кількість колоній з повторень, B – розведення проби, V – кількість посівного матеріалу, (см³).

Технічну воду висівали на середовище Ендо, елективне для кишкової палички, а зразки природних вод – на МПА для визначення загального мікробного числа, а також на середовище Ендо для реєстрації наявності свіжого фекального забруднення.

Проби шифрувалися наступним чином: загальне мікробне число – ЗМ; D – проба річкової води з річки Дніпро; O – проба з озера; T – проба технічної води; D21 – проба річкової води з річки Дніпро, що була відстояна 21 добу; вміст *E. coli* – Ecol. Тобто ZMD21 відповідає пробі води річкової на загальне мікробне число, яка була відстояна 21 добу; EcolD21 відповідає пробі води річкової, яка була відстояна 21 добу на вміст *E. Coli*.

Результати і обговорення

Вивчення впливу концентрації мікроорганізмів на швидкість і повноту знезараження води проводили на технічній (водопровідній) воді зі внесенням до реакційної ємності змиву з двох пробірок тест-культури. Це забезпечило початкову концентрацію *E. coli* $3,4 \cdot 10^6$ КУО/см³. Обробка води протягом 30 секунд знизила концентрацію мікроорганізмів на два порядки (до $5,4 \cdot 10^4$). Через 1 хвилину обробки цей показник знизився до $1,7 \cdot 10^2$, а після закінчення 3 хвилин у пробах реєстрували $5,2$ КУО/см³, тобто оброблена вода відповідала показникам практично чистої води [8–12].

Для з'ясування впливу ступеня забруднення на характер знезараження води, в технічну воду було внесено збільшену кількість тест-культури. Це забезпечило початкову концентрацію клітин $8 \cdot 10^7$ КУО/см³, що відповідає характеристиці «сильно забруднена вода» [13]. Це призвело до зниження швидкості знезараження води. Результати дослідів наведено у вигляді графіків (рис. 2, 3) залежності зміни кількості колонієутворюючих одиниць, життєздатних мікроорганізмів у досліджуваних пробах від часу впливу плазми електричного розряду.

Проби озерної води були прозорі, злегка жовтуваті, також іноді зустрічалися залишки рослин. Проби було перевірено на загальне мікробне число, а також на наявність свіжого фекального забруднення. Аналізи показали, що вода, відібрана в парковій зоні на відстані від джерел потрапляння забруднень, за мікробіологічними показниками була досить чистою, КУО в пробах виявилось не набагато порядків більшим за вимоги до питної води 100 КУО/см^3 [8]. Для з'ясування впливу тривалого відстоювання природної річкової води на мікробіологічні показники і ефективності плазмового знезараження даної води проведено дослідження обробки відстоюної 21 добу дніпровської води. Результати обробки зразків наведено (рис. 2,3).

Дослідами встановлено, що тривале зберігання асептично відібраної проби води призвело до зниження загального мікробного осіменіння, значно знизилася видова різноманітність бактерій; після зберігання на середовищі МПА спостерігалось зростання 2-3 видів колоній, часто з ростом, характерним для спорових бактерій, хоча під час висіву свіжої річкової води на одній чашці можна було спостерігати 7-12 колоній різних видів, без переваги спорових бактерій. На середовищі Ендо кишкова паличка перестає висіватися досить швидко; спостерігалось зростання грамнегативних, оксидазопозитивних мікроорганізмів, однак для остаточного висновку про приналежність цих бактерій до кишкової групи необхідно провести додаткові дослідження.

У той же час вода, що пройшла обробку плазмою і зберігалася 7 діб в умовах лабораторії без дотримання стерильних умов, показала сплеск осіменіння, в тому числі і кишкової палички. Висів цієї води на МПА показав $1,9 \cdot 10^5$, на середовищі Ендо – $4,1 \cdot 10^5 \text{ КУО/см}^3$.

Для встановлення статистично достовірних показників зв'язку часу обробки плазмою з кількістю життєздатних колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів, було проведено кореляційний аналіз за параметричним методом Пірсона і непараметричним методом Спірмена. Результати кореляційного аналізу наведено у вигляді таблиці 1.

Відповідно сила зв'язку, встановлена за методом Пірсона між часом обробки плазмою і кількістю колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів, відповідає середньому значенню. У той же час кореляція за Спірманом показує майже досконалий зв'язок між часом обробки плазмою і кількістю колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів.

Висновки і обговорення

1. Усі типи зразків були досить швидко знезаражені, також було статистично достовірно підтверджено суттєвий зв'язок між часом обробки плазмою і кількістю колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів поза залежністю від генезу проби, виду та роду мікроорганізмів.

2. Вміст мікроорганізмів суттєво знижується під час зберігання необробленої води, що можливо пояснити тим, що відібрана природна мікрофлора була здебільшого аеробною, а умови зберігання проковували суттєве зниження вмісту розчинного кисню у пробі води, а також знижували її температуру.

3. Вихідна концентрація мікроорганізмів у межах, що ми досліджували, не була визначальним фактором для встановлення часу обробки води. За нашими спостереженнями, склад води, головним чином присутність додаткової органічної складової, суттєво впливає на час обробки. Це можливо пояснити тим, що значна частина синтезованих оксидантів спрацьовується на окислення органічної складової, наприклад, фульвокислот, які формують забарвлення дніпрові чи озерної води. Тобто суттєва частка енергії витрачалась на знебарвлення води.

Скорочення:

КУО – колонієутворюючі одиниці, показник кількості життєздатних мікроорганізмів в одиниці об'єму, наприклад, в 1 см^3 рідини.

МПА – м'ясо- пептонний агар,

Ендо – (Агар Ендо) поживне середовище яке використовується для виділення та диференціації ентеробактерій за здатністю ферментувати лактозу.

E. coli – Escherichia coli.

Таблиця 1. Результати кореляційного аналізу зв'язку часу обробки плазмою – кількість колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів отримані методами Пірсона і Спірмена

Table 1. The results of correlation analysis of the relationship of plasma treatment time - the number of colony-forming units of microorganisms obtained by the methods of Pearson and Spearman.

Методи	t	ZMT	ZMO	E. coli O	ZMD	E col D	ZMDV21	E. coli D21
Пірсона	1,000	-0,656	-0,634	-0,625	-0,665	-0,675	-0,638	-0,625
Спірмена	1,000	-1,000	-1,000	-0,894	-1,000	-1,000	-0,986	-0,655

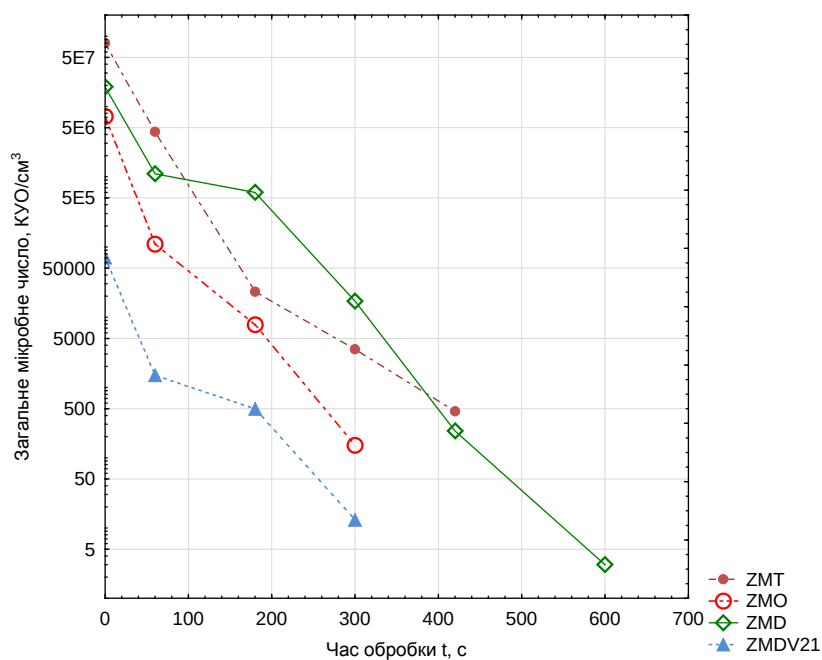


Рис. 2. Зміна загального мікробного числа колонієутворюючих одиниць, життєздатних мікроорганізмів від часу обробки проби води плазмою електричного розряду.

Fig. 2. Change in the total microbial number of colony-forming units, viable microorganisms from the time of treatment of the water sample with electric discharge plasma.

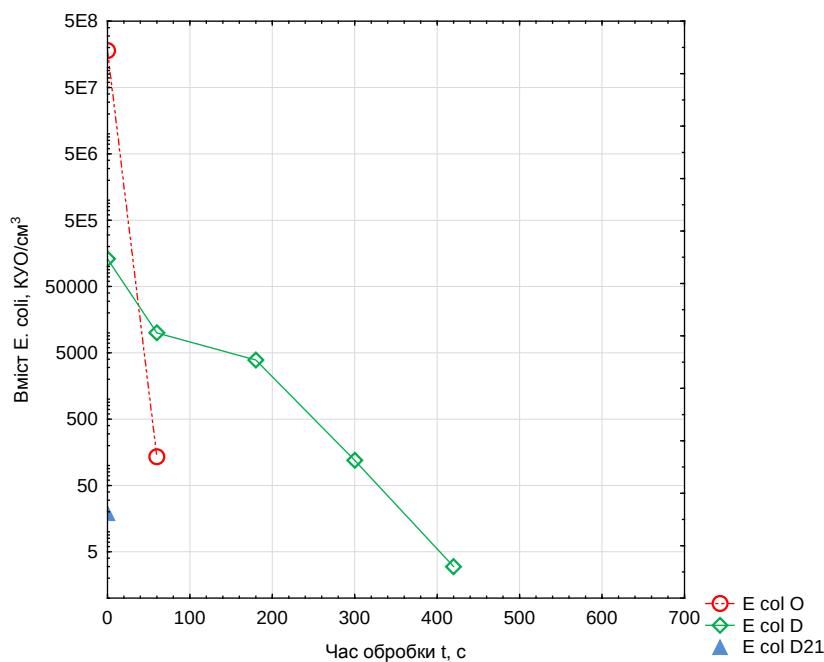


Рис. 3. Зміна вмісту колонієутворюючих одиниць, життєздатних *E.coli* від часу обробки проби води плазмою електричного розряду.

Fig. 3. Change in the content of colony-forming units, viable *E. coli* from the time of processing the water sample with electric discharge plasma.

Література

- Белинский В.В. Импульсный коронный разряд на поверхность электропроводящей жидкости и его использование для обработки воды. В.В. Белинский, И.В. Божко, Д.В. Чарный. Технічна електродинаміка. – 2010. No. 3. P. 21–27.
- Божко И.В. Исследование эффективности очистки воды от органических примесей импульсными разрядами / И. В. Божко, Д. В. Чарный. Технічна електродинаміка. 2013. No. 3. P. 81–86.
- Bereka V. Efficiency of plasma treatment of water contaminated with persistent organic molecules / V. Bereka, I. Boshko, D. Chamy. Journal of Environmental Engineering and Science. 2020. Vol. 15, No. 3. 1-8. P. 91–100.
- Божко И.В. SOS-генератор для электроразрядных технологий на основе импульсного бар'ерного разряда / И.В.

Божко, В. И. Зозулев, В. В. Кобильчак. Технічна електродинаміка. 2016. No. 2. P. 63–68.

- A. Fridman. Plasma chemistry, Cambridge university press, ISBN 978-0-521-84735-3, 2008.
- B.R. Locke, M. Sato, P. Sunka, M.R. Hoffmann, J.S. Chang. Electrohydraulic discharge and nonthermal plasma for water treatment. Ind. Eng. Chem. Res., vol. 20, pp.1-15, 2006 .
- Ruma, P. Lukes, N. Aoki, E. Spetlikova, S. H. R. Hosseini, T. Sakugawa and H. Akiyama, Effects of pulse frequency of input power on the physical and chemical properties of pulsed streamer discharge plasmas in water, J. Phys. D: Appl. Phys., vol. 46, pp. 1-10, 2013.
- ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. 2010.
- Кашицева М.Л. Перечень рыбохозяйственных нормативов, предельно допустимых концентраций (гдк) и

ориентировочно безопасных уровней воздействия (обув) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М. Л. Кашничева, О. А. Черникова, Н. А. Шиленко. М.: ВНИРО, 1999. 304 p.

10. Красовский Г. Н. СанПиН no4630–88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения Г. Н. Красовский. 1988.

11. Захаренко М. О. Санітарно-гігієнічні вимоги до води та водопостачання сільськогосподарських підприємств. Навчальний посібник. М.О. Захаренко, В.М. Поляковський, Л.В. Шевченко. Вінниця :Видавничий центр ВНАУ, 2012. 244 p.

12. ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. 2007.

13. Антипчук А. Ф. Водна мікробіологія . А.Ф. Антипчук, І.Ю. Кіреєва. К.: Кондор, 2005. 256 p.

Reference

1. Belinskiy V. V., I. V. Bozhko, D. V. Charnyy (2010). Tekhnichna elektrodinamika. No. 3. P. 21–27.

2. Bozhko I. V., Charnyy D. V. (2013). Tekhnichna elektrodinamika. No. 3. P. 81–86.

3. Bereka V., I. Boshko, D. Charny, (2020) Journal of Environmental Engineering and Science. Vol. 15, No. 3. 1-8. P. 91–100.

4. Bozhko Í. V., V. Í. Zozulev, V. V. Kobil'chak (2016) Tekhnichnaye elektrodinamika. No. 2. P. 63–68.

5. A. Fridman. Plasma chemistry. Cambridge university press, ISBN 978-0-521-84735-3, 2008.

6. B. R. Locke, M. Sato, P. Sunka, M.R. Hoffmann, J.S. Chang. Electrohydraulic discharge and nonthermal plasma for water treatment. Ind. Eng. Chem. Res., vol. 20, pp.1-15, 2006 .

7. Ruma, P. Lukes, N. Aoki, E. Spetlikova, S. H. R. Hosseini, T. Sakugawa and H. Akiyama. (2013) J. Phys. D: Appl. Phys., vol. 46, pp. 1-10.

8. DSanPiN 2.2.4-171-10. Gígíéníchní vymogi do vodi pitnoí, priznachenoi dlya spozhivannya lyudinoyu. 2010.

9. Kashnitseva M. L. (1999). M.: VNIRO, 304 p.

10. Krasovskiy G. N. SanPiN no4630–88. Sanitarnyye pravila i normy okhrany poverkhnostnykh vod ot zagryazneniya . G. N. Krasovskiy. 1988.

11. Zakharenko M. O., V. M. Polyakovskiy, L. V. Shevchenko. Vinnitsya :Vidavnichiy tsentr VNAU, 2012. 244 p.

12. DSTU 4808:2007. Dzherela tseentralizovanogo pitnogo vodopostachannya. Gígíéníchní ta ekologíchní vimogi shchodo yakostí vodi í pravila vibirannya . 2007.

13. Antipchuk A. F. Vodna mikrobiologiya . A. F. Antipchuk, Y.U. Kíreêva. K.: Kondor, 2005. 256 p.

DISINFECTION OF DRINKING WATER BY ELECTRIC DISCHARGE PLASMA

D. Charny, D. Yaroshchuk, O. Puhach, G. Smirnova, O. Musich, M. Stokolos, V. Nikolenko, I. Tishchenko, N. Chernova

Charny D.V., Dr. Sci., senior researcher, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0001-6150-6433, dmitriych10@gmail.com

Yaroshchuk D.A., engineer, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0003-0190-8611, mitya.yaroshchuk@gmail.com

Puhach O.V., junior researcher., State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0002-1378-3820, pav281082@gmail.com

Smirnova G.F., senior researcher, candidate of biological sciences, "Institute of Microbiology and Virology. DK Zabolotny NAS of Ukraine" ORCID: 0000-0001-9402-9821, gf-smirnova@ukr.net

Musich O.G., senior researcher, Candidate of Biological Sciences, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID:0000-0003-3874-741X, nad79eva@ukr.net

Stokolos M.O., junior researcher., State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0002-0471-1526, IGNS_Stokolos@nas.gov.ua

Nikolenko V.A., leading engineer, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine" ORCID: 0000-0002-9714-147X, borey@i.ua

Tishchenko I.V., main technologist, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine" ORCID: 0000-0002-1943-5333, biriuk@i.ua

Chernova N.N., PhD, associate professor, National university of food technologies, ORCID: 0000-0002-5197-3430, notochka@ukr.net

For today, taking into account the low efficiency of the disinfection technologies using chlorine-containing compounds and the growing number of chlorine-resistant microorganisms, the question of introducing alternative methods of disinfection in the field of water supply and drainage is relevant. One such alternative method is the treatment of liquids with plasma of electric discharge. This article describes our experiments on the treatment of different types of water from surface sources in Kyiv and water intentionally infected with *Escherichia coli* (*E. coli*). The experiments were performed on a laboratory installation with a circulating pump and an ejector-type reactor with integrated electrodes. In the reactor a water-air mixture is formed, in which an electric discharge takes place. The disinfection reactor and at the same time the device for the formation of a heterogeneous water-air environment is an ejector with electrodes inserted into it, which receive pulses of electric current. Discharges initiate a range of different physicochemical phenomena, such as a strong electric field, intense ultraviolet radiation, shock waves of excess pressure and, in particular, the formation of various highly active chemicals such as radicals ($\text{OH}^\bullet$, $\text{H}^\bullet$, $\text{O}^\bullet$) and molecules (H_2O_2 , H_2 , O_2 , O_3). All these physicochemical processes occur during the discharge itself, for example, the formation and action of short-lived radicals, as well as the action of relatively long-lived oxidants. The effect of the concentration of microorganisms on the rate and completeness of water disinfection was studied in technical (tap) water with the introduction into the reaction tank of the washoff from two test tubes. This provided an initial concentration of *E. coli* of $3.4 \cdot 10^6 \text{ CFU} / \text{cm}^3$. Water treatment for 30 seconds reduced the concentration of microorganisms by two orders of magnitude (up to $5.4 \cdot 10^4$). After 1 minute of treatment, this figure decreased to $1.7 \cdot 10^2$, and after 3 minutes to $5.2 \text{ CFU} / \text{cm}^3$, i.e., the treated water corresponded to norms for almost pure water. Experiments have proven the effectiveness of plasma disinfection, even for liquids with a concentration of microorganisms significantly exceeding the maximum allowable concentrations. The content of microorganisms before and after treatment was determined by the method of limiting dilution of samples with subsequent sowing on a nutrient medium in Petri dishes.

Key words: water, water supply, disinfection, bacteria, plasma, electrical discharge.



Коли ця збірка готувалася до друку, пішов з життя український ідеолог розвитку нового наукового напрямку – інфогеології – доктор геолого-мінералогічних наук професор Хрущов Дмитро Павлович. Ми планували опублікувати серію статей у цій галузі окремим випуском «Геохімії техногенезу». Проте доля розпорядилася інакше...

Дмитро Павлович підготував тези передмови, які ми публікуємо нижче.

Вступ до інфогеології

Хрущов Д.П., д. геол.-мін. н., проф., Інститут геологічних наук НАН України
Долін В.В., д.геол.н., проф., ДУ Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України

Наступні дві статті, приміщені у цьому випуску наукового видання «Геохімія техногенезу», присвячено представленню основ теорії інформаційного забезпечення досліджень і робіт щодо поводження з геологічним середовищем (далі – ІЗДРПГС) як самостійного напрямку геоінформатики.

Як відомо, геоінформатика – це галузь наук про Землю, що охоплює теорію, технології, виробничу діяльність із наукового обґрунтування, проектування, створення, експлуатації географічних інформаційних систем, розробки геоінформаційних технологій щодо застосування ГІС для наукових і практичних цілей. У вітчизняних виданнях теоретичні засади геоінформатики з урахуванням геологічних аспектів детально представлені у серії статей А.С. Кулінковича і М.А. Якимчука «Геоінформатика: історія становлення, предмет, метод, задачі» у журналі «Геоінформатика» за 2006 - 2007 рр. та інших публікаціях.

У розвиток цієї теорії за останні роки сформувались нові напрацювання.

У 2011 р. В.Є Гончаровим було запропоноване поняття «Інфогеологія»: «...наука, що формується для вивчення різномасштабних геологічних об'єктів і явищ Землі, визначення цілей і рішення задач

геологорозвідки за допомогою вирішення проблем збору, накопичення та подання інформації та знань в області спеціальної науки за допомогою сучасних інформаційних технологій і технічних засобів» [1].

Пізніше було надано уточнене формулювання: інфогеологія – геологічна дисципліна, спрямована на вивчення геосфер Землі, їх структури, речовинного складу і умов утворення і (або) інформаційного забезпечення досліджень і робіт щодо поводження з геологічним середовищем на основі сучасних інформаційних технологій [2].

Останнім часом (2017 – 2020 рр.) міжвідомчим науково-технічним колективом (ІГН НАН України, УкрДГРІ, ДУ «ІГНС НАН України», ІГМР ім. М.П.Семененка НАН України та іншими науковими установами) проводились НДР щодо подальшого розвитку цього напрямку геоінформатики. У рамках форумів «Геоінформатики» та інших наукових конференцій, які відбулися у 2019–2021 рр., було викладено основні ідеї й положення цього напрямку і, нарешті, в 2021 р. у програмі XX Міжнародної конференції «Геоінформатика: теоретичні та прикладні аспекти» було засновано секцію «Теоретичні аспекти інформативного забезпечення

досліджень і робіт щодо використання і охорони геологічного середовища».

Отже, начебто відбувається більш-менш беззаперечне сприйняття нового предметного напрямку. Проте лунають окремі виступи, у яких фігурують два питання: що у цій теорії нового, адже ми, геологи, працювали і працюємо за такими саме принципами, тож у чому тут новизна? Вважаємо за доцільне дати коротку відповідь на ці питання.

У цих питаннях, на перший погляд, є певна мотивація. Справа у тому, що розроблення теорії ІЗДРПГС здійснювалось на тлі парадоксу, що включає два факти: з одного боку, наявність величезного обсягу публікацій, спрямованих на забезпечення різних геологічних робіт, тобто геологічної діяльності людства, а з іншого – відсутність єдиної, цілісної теорії інформаційного забезпечення цієї діяльності. Останнє твердження на перший погляд здається дещо амбіційним, але за змістом наданих публікацій і матеріалів, які наведено нижче, воно є досить обґрунтованим.

Які ж головні переваги запропонованої наукової розробки?

Передусім провідна ідея полягає у системності представлення об'єкту досліджень – геологічного середовища (ГС). Водночас ми не можемо стверджувати, що це принципово нова заявка. Впровадження системного підходу в геологічних дослідженнях здійснювали свого часу В.І. Вернадський, Н.С. Шацький, Ю.М. Карагодін та інші представники класичної геологічної когорти. На ті часи ці ідеї були досить прогресивними і забезпечували відповідний етап розвитку методологій забезпечення геологічної діяльності.

Однак наразі тогочасні системні геологічні підходи виявляються недостатніми на фоні сучасних уявлень теорії системного аналізу, відображених, наприклад, у фундаментальних працях М.З. Згуровського, Н.Д. Панкратьєва, М.М. Сергієнка та ін.

Саме це слабе місце геологічної теорії загалом і постало основним предметом матеріалів.

У чому ж власне полягає ця парадигма системності? Уся матеріальна (для земної кори – формаційно-речовинна) глобальна система Землі піддається ієрархічній структуризації. А універсальною одиницею структуризації має бути інфогеофрейм – приблизно той самий фрейм за визначеннями А.С. Смірної, М. Мінського, але в інфогеологічному форматі.

Тож зміст більшості матеріалів, присвячених цій тематиці, включає аспект впровадження інфогеологічної організації геологічного середовища (ГС), починаючи від планети Земля в цілому і земної кори зокрема – до застосування цього принципу при вивченні предметів і об'єктів основних напрямків поводження з ГС. З точки зору «науковості» всього цього доречно нагадати більш-менш сучасне визначення: «Наука – сфера діяльності людини, спрямована на отримання (вироблення і систематизацію у вигляді теорій, гіпотез, законів природи або суспільства тощо) нових знань про

навколишній світ. Основою науки є збирання, оновлення, систематизація, критичний аналіз фактів, синтез нових знань або узагальнень, що описують досліджувані природні або суспільні явища та (або) дозволяють будувати причинно-наслідкові зв'язки між явищами і прогнозувати їх перебіг» [3]. Доречно згадати і певний історичний приклад: а що, власне, зробив для хімічної науки Д.І. Менделєєв?! Так майже нічого – розклав усі відомі на той час хімічні елементи у досить простій системі – за порядком атомних мас. Результат – визнання відкриття світового масштабу, медаль Лондонського королівського товариства, номінація на Нобелівську премію.

Отже, які ж головні досягнення цих теоретичних напрацювань, що мають прикладну значимість? Це, мабуть, формування наукових засад інфогеології.

А практичний сенс цієї нібито суто теоретичної розробки? На базі теорії інфогеології розроблено принципи інфогеологічного моделювання, яке становить основний робочий інструмент інформаційного забезпечення цільових досліджень і робіт щодо різнобічного використання і охорони геологічного середовища.

У сучасному авторському формулюванні інфогеологічне моделювання як методичний комплекс охоплює два блоки: прогнозно-палеорекоконструктивне ретроспективно-статичне моделювання і комплексне еколого-геологічне моделювання. У цілому ці два блоки забезпечують усі етапи робіт із прогнозування, освоєння і постмаїнінгу у сфері надрокористування і охорони надр.

Додамо, що результати інфогеологічного і цифрового структурно-геологічного моделювання апробовано на головних напрямках поводження з геологічним середовищем та підтверджено низкою впроваджень.

На завершення слід відмітити, що нам, як первинним редакторам і співавторам частини матеріалів даного збірника, зміст їх здається досить простим, логічним і зрозумілим. Але оскільки така оцінка може бути дещо суб'єктивною, редколегія розраховує на критичний аналіз із боку читачів і очікує на зауваження та рекомендації.

Література

1. Гончаров В. Е. Инфогеология – объект и методы исследования. В. Е. Гончаров. Геоинформатика. 2011. № 2. С. 5 – 19.
2. Хрушов, Д. П., Гончаров, В. Є., Макогон, В. В., & Локтев, А. А. (2020). Методологія інформаційного забезпечення досліджень і робіт з різномасштабного прогнозування нафтогазових родовищ. Мінеральні ресурси України, (3), 24-32. <https://doi.org/10.31996/mru.2020.3.24-32>
3. Вікіпедія: Електронний ресурс / режим доступу https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%9D%D0%B0%D1%83%D0%BA%D0%B0#cite_note-1



<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.107>

УДК 550.681.3 (477.5)

Хрушов Д.П., Чумаченко С.М., Сплодитель А.О.

Хрушов Д.П. д-р геол.-мінерал. наук, професор, Інститут геологічних наук НАН України, ORCID: 0000-0002-7978-2505, khrushchov@hotmail.com

Чумаченко С.М. д-р техн. наук, зав. кафедри інформаційних систем, Національний університет харчових технологій, ORCID: 0000-0002-8894-4262, sergiy23.chumachenko@gmail.com

Сплодитель А.О. канд. геогр. наук, н.с., Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України, ORCID: 0000-0002-8109-3944, asplodytel@gmail.com

МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА ТЕРИТОРІЙ ВІЙСЬКОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ (НА ПРИКЛАДІ ВІЙСЬКОВОГО ПОЛІГОНУ «ДІВІЧКИ»)

Методологічна база теорії інформаційного забезпечення досліджень та робіт щодо поводження з геологічною складовою територій військової діяльності полягає в розробці типізації порушень геологічного середовища з виділенням типів військової діяльності і форм їх впливу, встановленням механізму та прогнозом розвитку геосистем. Методичну основу складає розробка принципів інформаційних моделей порушень геологічного середовища, які слугують базою для визначення методів і технологій ліквідації наслідків порушення геологічного середовища, тобто його відновлення. Метою впровадження цього методичного апарату є оптимізація структуризації геологічного середовища об'єкта, що забезпечить підвищення роздільної здатності і загальної адекватності інфогеологічної моделі. Методи, розроблені на принципах цієї парадигми, спрямовані на ліквідацію наслідків військової діяльності та відновлення територій збройних конфліктів. Наземні дослідження розроблено з використанням концептуальних моделей і, зокрема, перевіркою основних компонентів цих моделей, що націлені на визначені ними невизначеності. У пакеті PDE Toolbox системи комп'ютерної математики MatLab 7.1.4 було проведено імітаційне моделювання розповсюдження забруднень у ландшафтних профілях котла артилерії військового полігону. Наведено картину зміни концентрації розчину забруднюючих речовин на профілі ландшафту до першого горизонту ґрунтових вод на момент часу $t=90$ днів від моменту інтенсивного сніготанення. Для оцінки динаміки розповсюдження забруднень за даними математичного моделювання було отримано залежності зміни концентрацій розчину забруднюючих речовин при розповсюдженні його ландшафтними профілями котла артилерії військового полігону. Отримані дані свідчать, що в межах території впливу військової діяльності в залежності від стану цілісності та проникності порід зони ненасиченої фільтрації зростає уразливість підземних вод до геохімічних чинників техногенного забруднення.

Ключові слова: геологічне середовище, інфогеологічне моделювання, військовий полігон

Вступ. Військові дії (ВД) протягом сучасного етапу новітньої історії ведуться майже безперервно. Однак всупереч усім екологічним гаслам, які проголошуються світовою спільнотою (зокрема ООН, ЮНЕСКО, а також трансрегіональними військово-політичними організаціями – НАТО та ін.), досвід робіт з екологічного відновлення територій, порушених у результаті військової діяльності, в цілому можна розцінювати як незадовільний. Методолого-методичне забезпечення робіт базується на вузько спрямованих традиційних предметних методиках очищення геологічного середовища (ГС), приклади комплексного системного підходу мають одиничний характер. Це зумовлює неповноту і недостатню ефективність деяких природоохоронних проєктів цього напрямку.

Причина такого стану полягає у відсутності цілісної теорії відновлення навколишнього природного середовища територій, порушених у результаті військової діяльності. Насамперед ця

проблема є особливо актуальною для України з наслідками бойових дій на південному сході країни, що спричинили істотні і різноманітні порушення ГС із відповідними соціальними, економічними та екологічними ефектами [1].

Все вищенаведене зумовлює нагальну необхідність постановки наукової тематики з розроблення теорії інформаційного забезпечення досліджень і робіт щодо поводження з ГС територій військової діяльності.

Матеріали та методи

Основним робочим інструментом забезпечення досліджень та робіт щодо поводження з геологічною складовою територій ВД є інформаційне моделювання. З огляду на переважно локальний рівень масштабності територій ВД, головним методичним прийомом може слугувати комплексна еколого-геологічна модель, що має бути представлена в інфогеологічному форматі [4, 5].

Розробка таких моделей проводиться на основі підходів інфогеології. Методичним апаратом структурування об'єктів для моделювання є принцип фреймової організації ГС [4, 5].

Інфогеологічне визначення системи геологічного об'єкту ВД: певний кінцевий об'єм ГС (або інфогеофрейм), що піддається дії факторів ВД.

Інакше кажучи, геологічний об'єкт території ВД – це антропогенно (техногенно)-геологічна система, що охоплює:

- первинну структурно-речовинну матрицю;
- явища і процеси порушень ГС як результат дії (впливу) військової діяльності.

Предмет досліджень з оцінки ГС наміченого об'єкта: механічні та фізико-хімічні характеристики його порушень у зв'язку з ландшафтно-формаційними і структурно-літологічними параметрами останнього.

Структура цієї системи включає три групи факторів:

1. Первинна структурно-речовинна матриця ГС (породний масив – твердофазна матрична основа і підземні води (ПВ) – флюїдна динамічна складова).

2. Початкові фактори впливу ВД (механічні деформації і фізико-хімічні порушення ГС).

3. Явища і процеси порушення ГС, просторово-часові виміри:

– *первинні:* деформації ґрунтового шару і структури породного масиву; порушення динаміки ПВ; використання забруднюючих та чужорідних речовин; захаращення поверхні;

– *вторинні:* розвиток геологічних явищ та процесів; механічні – деформації рельєфу; фізико-хімічні – забруднення ґрунтів і порід небезпечними та сторонніми речовинами, забруднення ПВ із динамічним поширенням у ГС; процеси самовідновлення ГС.

Ці фактори є загальними для всіх видів ВД і становлять зміст (предмет) інфогеологічного моделювання.

Нижче наведено узагальнені характеристики типових порушень ГС за видами ВД (див. вище).

1. Діяльність військових об'єктів:

1) Порушення рельєфу поверхні, ґрунтів – поверхневими технічними спорудами (будинки, ангари, трубопроводи тощо).

2) Порушення верхніх горизонтів ГС – приповерхневими і підземними спорудами (бункери, сховища паливно-мастильних матеріалів, бойових матеріалів тощо).

3) Забруднення ГС (порід, підземних вод) – паливно-мастильні матеріали, сольвенти, відходи гальваніки, дезактиваційні розчини і високотоксичні – залишки ракетного палива.

4) Захаращення поверхні (іноді підземних порожнин) твердими залишками і відходами різного складу.

Для різних типів військових об'єктів комплекси порушень різняться.

2. Бойові дії (і військові полігони).

1) Порушення рельєфу поверхні, ґрунтів, локально – верхніх горизонтів ГС (воронки вибухів, наслідки руху бойової техніки, захисні споруди – окопи, бліндажі, вогневі точки, протитанкові споруди і т. ін.).

2) Забруднення верхніх горизонтів ГС (порід, підземних вод) продуктами БД (або діяльності полігону відповідно з його спеціалізацією).

3) Захаращення поверхні (залишки бойової техніки, захисних споруд, осколки на полігонах, різні мішені тощо).

Загальна процедура інфогеологічного моделювання наміченого геологічного об'єкту охоплює два блоки, що пов'язані певними взаємозалежностями і послідовно-етапними зв'язками: 1 – комплектація інформації; 2 – розроблення інфогеологічної моделі.

Блок комплектації інформації включає дві групи операцій: компіляція бази даних і використання наявної та (або) встановлення спеціалізованої системи моніторингу.

База даних містить масив вихідних даних щодо структури і літологічних характеристик, фізико-механічних (у тому числі гідравлічних) властивостей структурних елементів породного масиву, гідрогеологічних (гідродинамічних та гідрохімічних) параметрів підземних вод і, нарешті, характеристик забруднення, що систематизуються згідно з загальноприйнятими нормативно-методичними правилами.

Система моніторингу базується на відстеженні процесів зміни основних елементів ГС (ґрунтів, порід, підземної гідросфери, геоморфодинаміки – рельєфу поверхні тощо) у часі і просторі з особливою увагою щодо небезпечних геологічних явищ.

Блок розроблення інфогеологічної моделі. Процедура моделювання охоплює такі етапні завдання:

– ідентифікація об'єкту (визначення функціонального типу і первинна загальна характеристика);

– визначення просторового об'єму, тобто зовнішньої структури геологічного об'єкту;

– встановлення внутрішньої структури об'єкту: формаційна (літофаціальна) структуризація, структуризація підземних вод, ідентифікація і структуризація порушень і забруднень ГС (у зв'язку з двома попередніми пунктами);

– технічна комп'ютерна побудова моделі, її верифікація.

Завершальним етапом має бути експертна інтерпретація отриманої (віртуальної) моделі за комплектом замовлених користувачем похідних.

У сукупності з даними аерокосмічних досліджень, георадарної зйомки, моніторингу та ін. розробляється підсумкова складна модель, що відповідає визначенню комплексної еколого-геологічної моделі [11]. Вона відображає як статичні характеристики об'єкту, так і процеси його змін із відповідною прогнозною функцією.

Для верифікації моделей і оптимізації адекватності оцінок впливу небезпечних геологічних явищ можуть використовуватись принципи імітаційного моделювання з використанням методик агрегованих індексів (матриці Петерсена), адаптивних оцінок Холлінга, а також більш конкретизованої методики матриць Леопольда, східчастої діаграми Соренсена, мережної діаграми, метод сполученого аналізу карт і, нарешті, факторний аналіз [1, 3, 8].

Експертна інтерпретація отриманої моделі власне і становить основу для формулювання системи заходів і технічних рішень щодо поводження з об'єктом досліджень (у форматі певних документів – звітів, рекомендацій, технічних пропозицій тощо за вимогами замовника).

Результати та їх обговорення

Застосування систем зброї і військової техніки на військових полігонах (ВП) в умовах, наближених до реальних, характеризується специфікою багатфакторного та циклічного техногенного навантаження військових дій на довкілля на навчальних військових полігонах, де проводяться стрільби із широкого спектру систем тактичної зброї, спостерігається забруднення ґрунтів та ґрунтових вод як головного «депо» повітряних і наземних викидів важких металів, залишків вибухових речовин та порошу [6-9].

Зміни гідрогеохімічних умов горизонту ґрунтових вод, у силу значної уповільненості їх руху (10-100 м/рік) і сорбційної здатності порід, доцільно розглядати окремо на базі гідрогеоміграційних моделей. Метою оцінки розповсюдження факторів воєнно-техногенного навантаження хімічного походження у функціональних зонах та підзонах ВП є застосування комплексного підходу до екологічної оцінки забруднення територій інтенсивного воєнно-техногенного навантаження із застосуванням ландшафтного профілювання та імітаційного моделювання із урахуванням геохімічних та гідрометеорологічних умов, приймаючи до уваги те, що атмогеохімічна система військового полігону «приземна атмосфера – ґрунт» є головною у

перерозподілі військово-техногенного навантаження хімічного походження і формуванні екологічних умов у функціональних зонах і підзонах ВП [1-3].

Для відпрацювання комп'ютерної технології з метою побудови математичних моделей профілів було застосовано регулярний крок обстеження високої частоти за лінією профілів.

Для адекватного відображення геоміграційних процесів доцільно використовувати детерміновано-ймовірнісні моделі, в яких фізико-математичний опис геофільтраційних процесів за допомогою диференціальних рівнянь модифікується шляхом стохастичного подання коефіцієнтів, що входять у ці рівняння. Цей спосіб дає змогу найбільш повно врахувати фізичну суть процесу та певну невизначеність щодо вимірюваних даних [3, 10].

У класичному підході, який використовувався для визначення концентрації забруднюючої рідини в пористому середовищі, рівняння математичної моделі адвекції – дисперсії має вигляд [9]:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right) - v \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (1.1),$$

де D – коефіцієнт дисперсії, C – концентрація розчину, v – швидкість руху підземних вод, X – просторова координата, t – час.

Це рівняння виражає закон збереження маси забруднення у водоносному шарі. Середня лінійна швидкість, з якою рідина протікає через пористий водоносний шар, визначається таким рівнянням:

$$v = - \frac{K}{\theta \mu} \frac{dh}{dx}, \quad (1.2),$$

де K – це гідрравлічна провідність середовища, θ – пористість середовища, μ – в'язкість рідини, $\frac{dh}{dx}$ – гідрравлічний градієнт.

Значення гідрравлічного градієнту визначається з рівняння:

$$\frac{\partial h}{\partial t} - \frac{K}{\mu} \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = Q, \quad (1.3),$$

де Q – кількість рідини, що потрапила у ґрунт.

У вище узагальненій моделі транспортування забруднень у ґрунтах розглядається виключно пористе середовище, що є характерним для ВП «Дівички», для якого виконуються умови щодо суцільності середовища. Результати тестування засвідчили, що класичну модель геоміграції можна застосовувати для алювіальних геологічних відкладів (піски, суглинки, вапняки та ін.) та лігфікованих пористих порід (пісковики, вапняки тощо).

Джерела техногенного забруднення, які утворюються внаслідок військової діяльності, мають за своєю природою специфічний характер. Перш за

все, вони здійснюють активний вплив на фізичні та механічні характеристики середовища, в яке проникає хімічне забруднення. Їх вплив на абіотичну складову ГС носить імпульсно-точковий характер. Тому для моделювання права частина рівняння (1.4) повинна бути представлена у вигляді комбінації узагальнених функцій типу δ -функцій Дірака:

$$f(x, t) = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M \delta(t - t_i) \cdot \delta(x - x_j) \cdot \varphi_{ij}(t, x) \quad (1.4),$$

де t_i – момент викиду забруднюючих речовин (моменти виконання вогневих завдань); x_j – координати розташування точкового джерела викиду (координати розташування мішеневих полів, вихідних позицій для стрільби тактичною зброєю); φ_{ij} – інтенсивність викиду забруднюючих речовин.

Інтенсивність викиду можна оцінити, наприклад, за такою формулою

$$\varphi_{ij} = 0,7 \cdot k_{BB} \cdot n \cdot \bar{\omega}_{BB} \cdot \bar{\rho}_{BB}, \quad (1.5),$$

де k_{BB} – коефіцієнт утворення газоподібних викидів; $\bar{\omega}_{BB}$ – маса розривного заряду; $\bar{\rho}_{BB}$ – щільність вибухової речовини; n – кількість снарядів для виконання вогневого завдання.

Наведені вище формули застосовано для моделювання розповсюдження воєнно-техногенних забруднень, що виникають у котлі артилерії та на мішеневих полях, оскільки основним джерелом забруднення в цьому випадку виступають продукти вибуху боєприпасу, що утворюються під час виконання артилерійських стрільб.

Так, унаслідок ударної дії вибуху снарядів ґрунт у місцях розташування котлів артилерії та мішеневих полів деформується, рухається, плавиться, що в результаті призводить до утворення штучного тріщинувато-пористого середовища зі стохастичним розподілом тріщин, яке змінюється після кожного вибуху. Отже, можна вважати, що для моделювання розповсюдження забруднення на військових полігонах потрібно застосовувати математичні моделі, в яких геометричне розташування тріщин не враховується явним чином, а визначається через стан деяких фізичних характеристик середовища (наприклад, осереднені в межах ділянок породного масиву значення проникності, пористості та ін.) [10, 11].

У пакеті PDE Toolbox системи комп'ютерної математики MatLab 7.1.4 було проведено імітаційне моделювання розповсюдження забруднень у ландшафтних профілях котла артилерії. На рис. 1 наведено картину зміни концентрації розчину забруднюючих речовин на профілі ландшафту до

першого горизонту ґрунтових вод на момент часу $t=90$ днів від моменту інтенсивного сніготанення.

Для оцінки динаміки розповсюдження забруднень за даними математичного моделювання в пакеті PDE Toolbox системи комп'ютерної математики MatLab 7.1 було отримано залежності зміни концентрацій розчину забруднюючих речовин при розповсюдженні його ландшафтними профілями котла артилерії.

Отримані дані свідчать, що в межах території впливу ВД у залежності від стану щільності та проникності порід зони ненасиченої фільтрації зростає уразливість підземних вод (УПВ) до геохімічних чинників техногенного забруднення.

За результатами моделювання гідрогеохімічної міграції забруднюючих речовин можна зробити висновок про можливість оцінки УПВ шляхом розрахунку наступного співвідношення:

$$R = f\left(\frac{Q}{D}\right) \quad (1.6),$$

де R – показник рівня УПВ (порівняльний показник ризику забруднення ґрунтових вод у зоні впливу небезпечного об'єкту), Q – показники кількості забруднюючої речовини, що потрапила в ґрунт (рівняння 1.3–1.5); D – узагальнений параметр захисної здатності системи «ґрунт – породи зони ненасиченої фільтрації» (можуть бути враховані параметри фільтраційного опору, сорбційної здатності та ін.) [1, 3, 11].

У цілому термін «уразливість підземних вод» нижньої гідрогеохімічної межі ГС «військовий полігон – техногенне забруднення» наближається за фізичним змістом до поняття «стійкості геологічного середовища» та розглядається багатьма авторами як комплекс природних властивостей, що формують характер реакції верхньої зони літосфери на воєнно-техногенні впливи. Але стосовно полігонів фактори УПВ та їх екологічна ідентифікація вимагають додаткового вивчення.

Впровадження підходів фреймової організації в процедуру інфогеологічного моделювання. Метою впровадження цього методичного апарату має бути оптимізація структуризації ГС об'єкта, що забезпечить підвищення роздільної здатності і загальної адекватності інфогеологічної моделі. Наразі нами визначено лише загальний ІГФ найвищого рангу за зовнішнім форматом об'єкта як локальної структурної одиниці.

Висновки

Методологічна база теорії інформаційного забезпечення досліджень та робіт щодо поводження з геологічною складовою територій ВД полягає в розробці типізації порушень ГС у результаті ВД із

виділенням типів ВД і форм їх впливу на ГС, встановленням механізму та прогнозом розвитку геосистем. Методичну основу складає розробка принципів інформаційних моделей порушень ГС, які слугують базою для визначення методів і технологій ліквідації наслідків порушення ГС, тобто його відновлення.

Подальший розвиток цього напрямку передбачається здійснювати в двох аспектах: розробка основних положень теорії інфогеології на базі вітчизняного і світового досвіду з урахуванням інноваційних методологій та методів інфогеології і, зокрема, фреймової організації ГС, а також впровадження методичних розробок у практику

дослідження робіт із відновлення територій військової діяльності в Україні.

Дослідження виконано під керівництвом доктора геолого-мінералогічних наук, старшого наукового співробітника Інституту геологічних наук НАН України, голови Українського Національного комітету при Міжнародній програмі геологічної кореляції (ЮНЕСКО) Д.П. Хрущова, який відійшов у вічність 15 серпня 2021 р. Для авторів було великою честю працювати з Дмитром Павловичем, який заряджав творчим неспокоєм та невтомністю в наукових пошуках.

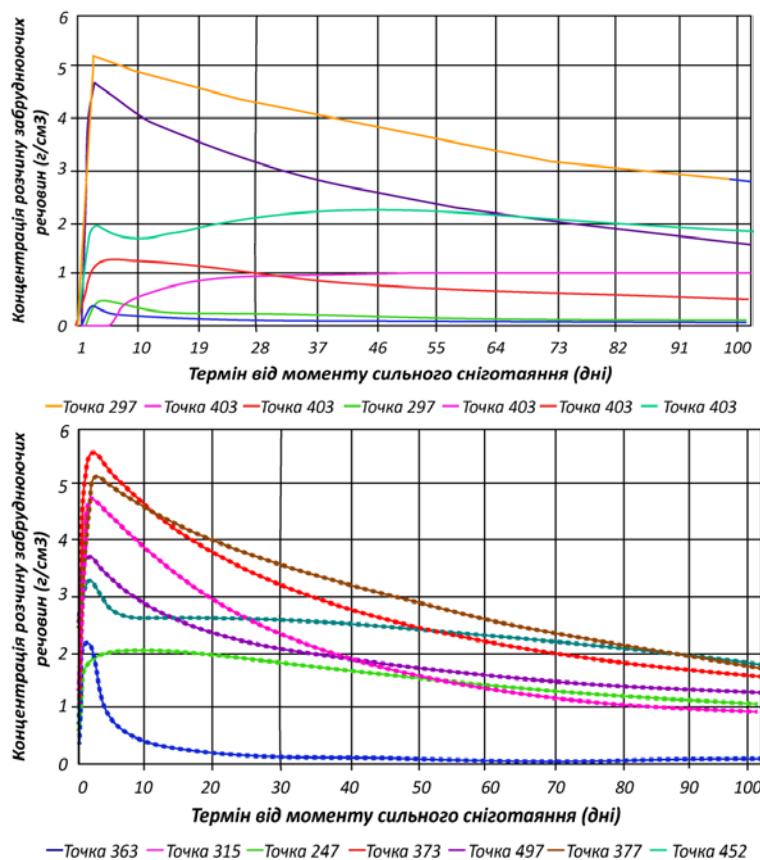


Рис. 1. Результати моделювання зміни концентрацій розчину забруднюючих речовин за профілем місцевості (а – АБВ, б – ГБД)

Fig. 1. The results of modeling changes in the concentrations of the solution of pollutants by terrain profile (a - ABC, b - DBE) for 100 days

Література

1. Данилюк С.Л., Туровець Ю.С. (2015). Оцінка розповсюдження забруднень у зонах інтенсивного воєнно-техногенного навантаження військових полігонів Сухопутних військ. Військово-технічний збірник, (13), 111–119.
2. Романченко, І.С., Сбітнев, А.І., Чумаченко, С.М., Слободяник, В.А. (2003). Методологічні підходи до побудови бази даних для системи управління станом навколишнього середовища в Збройних Силах України. Журнал "Наука і оборона", 3, с. 50-56.
3. Томашевська, Т.В. (2001). Математичне моделювання процесів фільтрації в екологічно небезпечних зонах. Збірник наукових праць. Київ: ННДЦ ОТ і ВБ України, 5, 225-228.
4. Хрущов, Д.П., Ремезова, Е.А., Белевцев, Р.Я., Яковлев, Е.А., Азимов, А.Т., Иванова, А.В., Лобасов, А.П., Босевская, Л.П., Греку, Р.Х., Почтаренко, В.И., Охолина, Т.В. (2019). Формационные алгоритмы теории информационного обеспечения исследований и работ по обращению с геологической средой. Геоинформатика, 1, 70–79.
5. Хрущов, Д.П., Ковальчук М.С., Ремезова Е. А и др. (2017). Структурно-литологическое моделирование осадочных формаций. Киев: Интерсервис.
6. Хуторский, М.Д. (1999). Мониторинг и прогнозирование геофизических процессов и природных катастроф. Москва.
7. Чумаченко, С.М. (2003). Методологічні основи проведення екологічної оцінки впливу бойової підготовки

на докiлля вiйськових полiгонiв. Збiрник наукових праць. Київ: ННДЦ ОТ i ВБ України, 20, 105–115.

8. Шеннон, Р. (1978). Имитационное моделирование систем – искусство и наука. Москва: Мир.

9. Яковлев, Е.А., Лютий, Г.Г., Почтаренко В.И. и др. (1994). Временное методическое руководство по проведению комплексных эколого-геологических исследований (на территории Украины). Киев: ГПП «Геопрогноз».

10. Davydychuk, V., Chumachenko, S., Dudkin, O., Sytnik, Y., Nesterenko, S., Marynin, I., Slobodyanyk V., Yakovenko, O., Osadcha, O. (2004). Pilot project “Ecological assessment of the military training center “Divyehky” and developing a framework for ecologically sound ecosystem management of military areas in ukraine in frame of program of scientific substantiation of rehabilitation and nature management on divyehky military training area in 2004-2006. Kiev.

11. Khrushchov D.P., Zatserkovnyi V.I, Splodytel A.O., Nikolaienko O.Ye., Ilchenko A.V. (2021). Infogeological modeling of the geological environment of the military activity territories. Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects, 210-215 p.

References

1. Danyliuk S.L., Turovets Yu.S. (2015). Assessment of the spread of pollution in areas of intensive military-man-made load of military training grounds of the Land Forces. Military-Technical Collection, (13), 111–119. [in Ukrainian].

2. Romanchenko, I.S., Sbitniev, A.I., Chumachenko, S.M., Slobodanyk, V.A. (2006). Final Report of the Pilot Project. Kyiv: CJSC "Cosmoznimok"3:50-56. [in Ukrainian].

3. Tomashevskaya, T.V. (2001). Collection of scientific works. Kyiv: NNDC OT and VB of Ukraine, 5, 225-228. [in Ukrainian].

4. Hruschov, D.P., Remezova, E.A., Belevtsev, R.Ya., Yakovlev, E.A., Azimov, A.T., Ivanova, A.V., Lobasov, A.P., Bosevskaya, L.P., Greku, R.H., Pochtarenko, V.I., Oholina, T.V. (2019). Geoinformatics, 1, 70–79. [in Russian].

5. Hruschov, D.P., Kovalchuk M.S., Remezova E. A i dr. (2017). Structural and lithological modeling of sedimentary formations. Kiev: Interservice. [in Russian].

6. Hutorskiy, M.D. (1999). Monitoring and forecasting of geophysical processes and natural disasters. Moscow. [in Russian].

7. Chumachenko, S.M. (2003). Collection of scientific works. Kyiv: NNDC OT and VB of Ukraine, 20, 105–115. [in Ukrainian].

8. Shennon, R. (1978). Simulation of systems - art and science. Moscow: Mir. [in Russian].

9. Yakovlev, E.A., Lyutyiy, G.G., Pochtarenko V.I. i dr. (1994).. Kiev: State Enterprise "Geoprognosis". [in Russian].

10. Davydychuk, V., Chumachenko, S., Dudkin, O., Sytnik, Y., Nesterenko, S., Marynin, I., Slobodyanyk V., Yakovenko, O., Osadcha, O. (2004). Pilot project “Ecological assessment of the military training center “Divyehky” in 2004-2006. Kiev.

11. Khrushchov D.P., Zatserkovnyi V.I, Splodytel A.O., Nikolaienko O.Ye., Ilchenko A.V. (2021).. Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects, 210-215 p.

METHODOLOGICAL FOUNDATIONS OF THE IMITATIONAL MODELLING OF THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT OF THE MILITARY ACTIVITY TERRITORIES (AT THE DIVYCHKY POLYGON AS AN EXAMPLE)

Khrushchov D., Chumachenko S., Splodytel A.

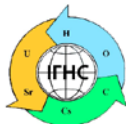
Khrushchov D., Dr. Sci. (Geol.-Min.), professor, Institute of Geological Sciences of the National Academy of Sciences of Ukraine, ORCID: 0000-0002-7978-2505, khrushchov@hotmail.com

Chumachenko S., Dr. Sci. (Tech.), Head of the department of information systems, National University of Food Technologies, ORCID: 0000-0002-8894-4262, sergiy23.chumachenko@gmail.com

Splodytel A., Cand. Sci. (Geogr.), Research Scientist, M.P. Semenenko Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the National Academy of Sciences of Ukraine, ORCID: 0000-0002-8109-3944, asplodytel@gmail.com

The methodological basis of a theory for information support of research and work on management of the geological component of military activity territories is founded on the development of a typification of geological environment violations resulted from military activity, highlighting the types of geological environment and forms of military impact on the geological environment, establishing a mechanism and forecasting the development of geosystems. The methodical basis consists in development of the principles of information models of the geological environment disturbances, which serve as the basis for determining methods and technologies for eliminating the consequences of negative military activity impact upon the geological environment, i.e., degraded sites recovery. The purpose of the introduction of this methodological apparatus is to optimize the structuring of the geological environment of the object, which will increase the resolution and overall adequacy of the infogeological model. The package PDE Toolbox computer mathematics systems MatLab 7.1.4 was used for simulation of pollution distribution in landscape profiles of an artillery blast hole. It showed us a picture of the changes in the concentration of the solution of pollutants on the landscape profile down to the first groundwater horizon 90 days from the moment of intense snowmelt. To assess the pollution migration dynamics according to the mathematical modeling in the PDE Toolbox package of the MatLab 7.1 computer mathematics system, the dependence of the change in the concentration of the solution of pollutants spread along the landscape profiles of the artillery blast hole was received. The obtained data indicate that within the territory affected by military activity, depending on the state of density and permeability of rocks in the zone of unsaturated filtration, the vulnerability of groundwater to geochemical factors of technogenic pollution increases.

Keywords: geologic environment, infogeologic modeling, infogeoframe, military polygon



<https://doi.org/10.15407/geotech2020.32.071>

УДК 550.4:628.4.032(477.411)

Кураєва І.В., Кошлякова Т.О., Азімов О.Т., Злобіна К.С., Хрущов Д.П.

Кураєва І.В., докт. геол. н, проф., зав. відділу, Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М.П. Семененка НАН України, ORCID:0000-0003-3113-7782, KI4412674@gmail.com

Кошлякова Т.О., канд. геол. н, старш. наук. співроб, Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М.П. Семененка НАН України, ORCID:0000-0001-8551-3531, tatianakoshliakova@gmail.com

Азімов О.Т., докт. геол. н, старш. наук. співроб, пров. наук. співроб., Державна установа «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-5210-3920, O.T.Azimov@nas.gov.ua

Злобіна К.С., канд. геол. н, наук. співроб, Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М.П. Семененка НАН України, ORCID:0000-0001-8823-4642, ecaterinka@ukr.net

Хрущов Д.П., докт. геол.-мін. н, проф., старш. наук. співроб, Інститут геологічних наук Національної академії наук України, ORCID:0000-0002-7978-2505, khrushchov@nas.gov.ua

ГЕОХІМІЧНА ТРАНСФОРМАЦІЯ ОБ'ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ В МЕЖАХ ПОЛІГОНІВ ЗАХОРОНЕННЯ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ (НА ПРИКЛАДІ МІСТА КИЄВА)

Представлене дослідження присвячено вивченню геохімічної трансформації ключових об'єктів навколишнього природного середовища (грунти, поверхневі та підземні води) в межах полігонів захоронення твердих побутових відходів. Об'єктом дослідження обрано Київський полігон №5, що розташований неподалік столиці. Основний фактичний матеріал, покладений в основу статті, було отримано авторами протягом 2018–2020 років під час проведення комплексних польових еколого-геохімічних досліджень. Метою роботи було визначення геохімічних, зокрема фізико-хімічних, особливостей ґрунтових відкладів у межах полігону, що надало змогу оцінити захисні властивості ґрунтів по відношенню до впливу техногенних металів. Також було вивчено стан поверхневих (ставок на території полігону) та ґрунтових (свердловини на присадибних ділянках с. Підгірці) вод, виконано порівняння основних показників хімічного складу з гранично допустимими концентраціями, визначеними нормативними документами. З'ясовано, що у досліджуваних ґрунтах відмічається висока концентрація важких металів, пов'язаних із фракцією легкообмінних іонів, а також підвищений вміст водорозчинних форм. Встановлено основні міграційні форми макро- та мікроелементів у ґрунтових розчинах. Виявлено, що для важких металів характерними є вільні гідратовані катіони та метал-органічні комплекси. Для ґрунтових вод, що використовуються для питного водоспоживання населення с. Підгірці, було зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій за окремими показниками, зокрема за нітратами, а також відхилення від встановлених норм за Ba, SO₄, Fe, Mn, Co, Ni, Mo, Pb. Для вод ставка, що розташований безпосередньо на території полігону, характерні значні відхилення від норми за вмістом Fe, Mn, Ni, Ti, V, Cu та Zn. У результаті проведеного дослідження було виявлено, що в межах території полігону склалися сприятливі умови для утворення мобільних форм токсичних елементів та їх міграції до поверхневих та ґрунтових вод.

Ключові слова: геохімічна трансформація, техногенні метали, ґрунти, поверхневі води, ґрунтові води

Вступ. Проблема розробки оптимальної системи поводження з комунальними відходами є надзвичайно актуальною у світі і носить глобальний характер. Доступ населення до надійних послуг із поводження з відходами все ще обмежений у країнах, що розвиваються, а також у країнах з перехідною економікою. Найчастіше неналежні методи утилізації сміття, такі як відкрите скидання або спалювання, мають місце у сільській місцевості. Як показує практика, саме в межах таких адміністративних одиниць складаються відповідні умови для неприйнятних з екологічної точки зору заходів щодо поводження з твердими побутовими відходами (далі за текстом – ТПВ). Це пов'язано зі специфікою організації міського самоврядування у невеликих населених пунктах, де контроль за системою

поводження зі сміттям є мінімальним [1]. У більшості країн, що розвиваються, як власне відходи, так і методи утилізації сировини, спричинили серйозні порушення еколого-геохімічного стану ключових компонентів довкілля (грунти, поверхневі та підземні води, рослинність, атмосферне повітря). Це призвело до деградації абіотичних та біотичних компонентів екологічних систем цих країн. Недосконалі системи утилізації промислових відходів, а також відсутність культури сортування побутового сміття стали серйозною проблемою у сільських поселеннях, напівміських районах, а подекуди і у великих містах. Ці фактори значною мірою спричинили забруднення навколишнього середовища та погіршення екології. Основними причинами такого катастрофічного стану фахівці

вважають недостатню поінформованість населення, а також дефіцит сучасних засобів утилізації ТПВ. Для країн, що розвиваються, характерним є такий склад побутових відходів: побутове та органічне сміття, листя рослин, гілки, колоди, зіпсована сільськогосподарська продукція, шматки паперу, поліетиленові пакети, ганчірки, автомобільні відходи, відпрацьовані шини, будівельне сміття, пластмаса, скло, кров, кістки та шкіра тварин, використані медичні матеріали тощо. Коли ці відходи неправильно утилізуються, як правило, вони становлять загрозу як для дикої природи, так і для людини. Коли стічні води, ТПВ та токсичні речовини не утилізуються належним чином, виникає загроза виникнення епідемій небезпечних хвороб [2].

Отже, вивчення еколого-геохімічного стану, а також геохімічної трансформації компонентів довкілля територій, що перебувають під впливом різноманітних викидів, пов'язаних з ТПВ, є дуже актуальним. В Україні налічується близько 6 тис. сміттєзвалищ і полігонів загальною площею понад 9 тис. га. Тільки за 2019 рік у нашій країні було утворено майже 53 млн м³ (понад 10 млн т) побутових відходів. Кількість перевантажених сміттєзвалищ наразі становить 258 (4,2%), а 905 полігонів (15%) не відповідають санітарно-гігієнічним нормам та нормам екологічної безпеки. Варто також зазначити, що більшість полігонів було облаштовано без проведення необхідних інженерно-геологічних обґрунтувань. Ці сміттєзвалища є об'єктами потенційної соціальної екологічної та економічної загрози. Якщо у країнах Європейського Союзу впроваджено роздільний збір ТПВ, що спричиняє переробку 70% з них, то в Україні переробляється лише 4% таких відходів. Усе це призводить до того, що у межах як власне полігонів, так і у прилеглих до них районах, значних техногенних змін зазнають ґрунтові відклади, поверхневі води, ґрунтові води неглибокого залягання, а також часто докорінно змінюються рослинні угруповання [3, 4].

Метою дослідження є вивчення геохімічної трансформації об'єктів навколишнього середовища (ґрунтів, поверхневих та підземних вод) на одному з найбільших полігонів України для утилізації ТПВ – Київському полігоні №5.

Характеристика території дослідження

Об'єктом представленого дослідження є один із найбільших в Україні полігонів захоронення ТПВ – Київський полігон №5, що розташований неподалік столиці – в 11 км на південь від сучасної житлово-промислової забудови південної частини м. Києва та в 4,5 км на північний захід від с. Великі Дмитровичі Обухівського району Київської області, безпосередньо поблизу західної околиці с. Підгірці, в

1 км від неї. На 500 м західніше полігону вже простежується контур с. Креничі. ТПВ складають у межах центральної частини вододільної поверхні, яка з півночі обмежена Ходосівською балкою урочища Марусин Яр. Полігон складається з двох майданчиків складування, на яких під ТПВ відведено площу 35,75 га. Загальна площа полігону складає 63,7 га. Він був уведений в експлуатацію у 1986 році. З усіх відходів м. Києва (1,2 млн т на рік) на ньому захоронюється понад 400 тис. т. Наразі на полігоні №5 захоронено близько 7 млн т ТПВ. За 35 років експлуатації потужностей полігону вже недостатньо, в його тілі під дією опадів накопичився фільтрат. Із 2006 р. йде мова про повне закриття полігону №5 через його критичний екологічний стан, насамперед пов'язаний з витіканням фільтрату в землю та забруднення ним довкілля, передусім ґрунтових вод. Утім його експлуатація продовжується дотепер. Послуги з захоронення ТПВ на ньому надає підприємство «Приватне акціонерне товариство (ПрАТ) «Київспецтранс», що утилізує понад половину відходів міста Києва. Тобто на п'ятий полігон припадає «левова» частина сміття, що утворюється внаслідок життєдіяльності населення міста [3, 4].

На території досліджень фоновими є темно-сірі опідзолені ґрунти переважно на лесових породах. Вони сформувалися за участю як дернового процесу ґрунтоутворення, так і підзолистого в умовах зріджених освітлених дубових лісів з добре поширеним трав'янистим покривом. Згідно із сучасними уявленнями, ці ґрунти утворилися під широколистяними лісами у післяльодовиковий період, коли лесові породи почали поступово вкриватися лісом під впливом таких основних ґрунтоутворювальних процесів: гумусонакопичення, біологічної акумуляції зольних речовин, вилуговування карбонатів і легкорозчинних солей, міграції гумусових речовин і продуктів розкладу мінералів, леси важкі.

Темно-сірі опідзолені ґрунти поєднують у собі ознаки чорноземів – значну гумусованість, порівняно високу насиченість увібраним кальцієм, структурність та релікти діяльності степової фауни (кротовини) й ознаки підзолистих ґрунтів (вилуженість від карбонатів, помітну кислотність, порушеність та переміщення колоїдів у нижні горизонти). У зв'язку з цим їм властива гумусово-елювіальна диференціація профілю. Типовими морфологічними ознаками цих ґрунтів є значна акумуляція органічних речовин, елювіально-ілювіальна диференціація профілю, ненасиченість ґрунтового вбирного комплексу обмінним кальцієм і слабкисла (рН 5,5–6,0) реакція

грунтового розчину. Товщина сучасного ґрунту в районі полігону №5 становить 0,3–1,0 м.

За ландшафтно-геохімічним районуванням територія полігону №5 розміщується в зоні зі здатністю до самоочищення та акумуляції. Поширені ці ландшафти на лесах і кристалічних породах. У їх межах добре виявляється низхідна і висхідна міграція хімічних елементів, а також площинний змив важких металів з ґрунтовим шаром і розвантаженням ґрунтових вод у зниженій частині рельєфу (долини річок, дно ярів). Ці процеси сприяють очищенню ландшафтів від техногенного забруднення. Разом із тим ландшафти цього класу зазнають значних еколого-геохімічних навантажень унаслідок забруднення важкими металами і токсичними речовинами, що надходять у довкілля з відходами [5].

Методика дослідження

Протягом 2018–2020 років у північно-західній частині полігону авторами було проведено

рекогносцирувальні спостереження з відбором проб різних компонентів навколишнього середовища, зокрема ґрунтів, поверхневих та підземних вод. Пробовідбір було здійснено уздовж поперечно-поздовжнього профілю на п'яти основних майданчиках, що приурочені до різних ландшафтно-геохімічних зон. Зразки ґрунту було відібрано з верхньої частини гумусового горизонту (0–10 см) методом конверту згідно вимог нормативного документу ДСТУ ISO 10381-2:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб». Проби відбиралися інструментами, що не містять метали. Польові дослідження проводилися за гарної погоди, вранці до настання спеки або наприкінці дня (приблизно в один і той же час), тобто умови відбору зразків з одного полігону були однаковими (рисунки 1).



Рис. 1. Відбір зразків ґрунту на території полігону №5 науковою співробітницею Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М.П. Семененка НАН України Злобіною К.С.

Fig. 1. Sampling of soil within the territory of landfill №5 by the Research Fellow at M. P. Semenenko Institute of geochemistry, mineralogy and ore formation of the National Academy of Sciences of Ukraine – Zlobina, K.S.

Для аналізу зразків ґрунтів та природних вод було використано такі методи дослідження: атомно-абсорбційний метод (спектрографія «Сатурн 3»), емісійний спектральний аналіз (спектрограф «ЕСТ-1»), метод мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-MS аналіз). Аналіз проводився в лабораторії спектрального аналізу відділу оптичної спектроскопії і люмінесценції мінералів Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М.П. Семененка НАН України. З метою визначення форм знаходження мікроелементів у ґрунтах використовувався метод послідовних витяжок [6]. Метод базується на одночасному виділенні із ґрунту декількох елементів за допомогою «селективних» екстрагентів. Екстрагенти, що використовувались для визначення форм знаходження важких металів, наведено на рисунку 2.

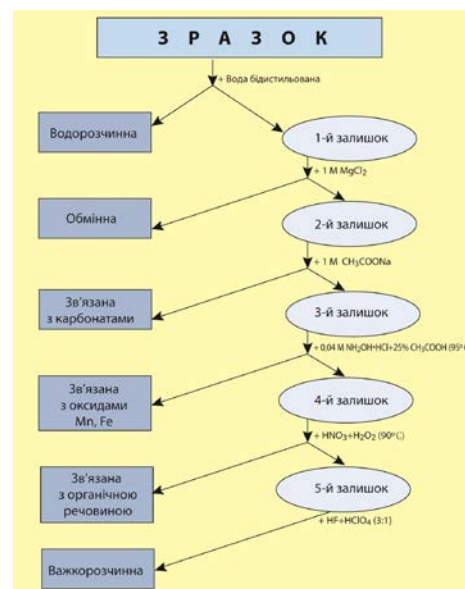


Рис. 2. Схема послідовної екстракції важких металів [6].

Fig. 2. Heavy metals consistent extraction scheme [6].

Атомно-абсорбційний метод використовувався для визначення валових та рухомих форм мікроелементів у ґрунтах. Він заснований на резонансному виборчому поглинанні монохроматичного світлового потоку атомами відповідного елементу в пароподібному стані [7].

Вимірювання вмісту важких металів у зразках ґрунтів і природних вод виконано за допомогою методу маспектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою на аналізаторі *Element -2* (Німеччина) в Інституті геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України. Для визначення валового вмісту елементів у аналізованих зразках ґрунту використовували розчинення проб трьома кислотами: HF, HNO₃, H₂SO₄ (усі кислоти марки *supra pure* фірми *MERCK*) у мікрохвильовій печі *ETNOS* (виробник *MILESTONE*) [8]. Під час застосування цього методу для визначення мікроелементів у зразках природних вод було використано стандарт *ISO 11885:2007 Water quality — Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES)*. Перевагою

застосування маспектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою є висока чутливість, що дає змогу визначати ряд металів та окремих неметалів у концентраціях до 10⁻¹⁰ %.

Для статистичної обробки отриманих результатів було використано такі методи, як регресійний аналіз, встановлення закону розподілу та побудови гістограм.

Результати досліджень

На території досліджень фоновими є темно-сірі опідзолені ґрунти переважно на лесових породах, а також чорноземи опідзолені на лесах. Для усіх цих типів ґрунтів характерними є такі ознаки, як значна гумусованість, порівняно висока насиченість увібраним кальцієм, структурність та релікти діяльності степової фауни, помітна кислотність порушення та переміщення колоїдів у нижні горизонти. У зв'язку з цим їм притаманна гумусово-елювіальна диференціація профілю. Фізико-хімічна характеристика ґрунтових відкладів представлена у таблиці 1 (глибина відбору проб становила 0-10 см). Коефіцієнт буферності розраховувався за методикою, представленою в роботі [6].

Табл. 1. Узагальнена фізико-хімічна характеристика ґрунтових відкладів

Table 1. Generalized physical and chemical characteristics of soil sediments

Тип ґрунтових відкладів	Обмінні катіони, мг-екв/100 г ґрунту				C _{орг} , %	pH (водний)	K _б
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺			
Чорноземи опідзолені на лесах (умовно чисті) (n=38)	21,20	2,02	0,48	0,5	5,18	7,2	30,2
Ґрунти темно-сірі опідзолені на лесах (умовно чисті) (n=42)	22,5	6,2	0,99	0,2	3,2	7,0	9,3
Забруднені ґрунти в межах полігону №5 (n=150)	2,30	0,90	0,50	0,14	0,72	4,8	4,3

Примітка. C_{орг} – загальний вміст органічного вуглецю, pH – кислотно-лужна характеристика водної витяжки ґрунту, K_б – коефіцієнт буферності, n – кількість проб

Note. C_{org} – total organic carbon content, pH – acid-base indicator of soil water extract, K_b – buffer ratio, N – number of samples

Було встановлено, що максимальна сорбційна ємність природно-поглинального комплексу характерна для чорноземів, опідзолених на лесах. Слід відмітити, що ґрунти на ділянках техногенного забруднення мають найбільш низьку сорбційну ємність у порівнянні з аналогічними ґрунтами природних ландшафтів. Аналіз розподілу катіонів природно-поглинального комплексу у профілях ґрунтів показує, що їх частка у верхніх шарах є значно вищою, ніж у нижніх. Отримані результати свідчать про те, що чим вищим є вміст гумінових кислот у ґрунті, тим вищими є сорбційна ємність природно-поглинального комплексу та коефіцієнт буферності, що відповідає нашим уявленням про геохімічну бар'єрність ландшафтів. З таблиці 1 видно, що чорноземи опідзолені на лесах мають кращі

буферні властивості, ніж темно-сірі, опідзолені та забруднені в межах полігону №5. Це обумовлює кращі захисні властивості перших по відношенню до впливу техногенних металів. Захисні властивості ґрунтів проявляються у обмеженні утворення мобільних форм токсичних елементів, що, як наслідок, обмежує їх міграцію до ґрунтових вод та перешкоджає поглинанню рослинами [5].

Авторами було встановлено форми знаходження Cu, Zn, Co та Ni у досліджуваних зразках ґрунтів та виконано регресійний аналіз залежності вмісту їх рухомих форм від фізико-хімічних властивостей ґрунту. До рухомих форм належать водорозчинна форма та фракція легкообмінних іонів. Результати представлено у таблицях 2, 3.

Табл. 2. Розподіл металів у ґрунтах за фракціями**Table 2.** Distribution of metals in soils by fractions

Елемент	Валовий вміст, мг/кг	Фракція (частка валового вмісту, %)					
		I	II	III	IV	V	VI
Zn	150	3,5	13,5	20,5	7,8	10,2	44,5
	60	0,2	3,2	10,2	2,3	7,2	76,9
Cu	200	4,5	12,5	37,2	12,3	5,4	28,1
	30	0,16	2,2	12,3	8,2	7,2	69,94
Co	160	7,5	7,8	17,3	3,2	10,2	54,0
	80	0,2	3,2	10,2	1,2	8,2	77,0
Ni	120	0,6	1,2	4,3	19,8	19,8	54,3
	30	—	0,8	2,3	24,7	15,8	51,4

Примітка. Фракції: I – водорозчинна, II – легкообмінних іонів, III – розчинних у слабкокислому середовищі сполук, IV – органічної речовини, V – аморфних гідроксидів Fe, Mn, Al, VI – стійка. Над рискою: вміст у ґрунтах полігону №5, під рискою: фонове значення (чорнозем). Ture – елемент не визначали

Note. Fractions: I – water-soluble, II – easily exchangeable ions, III – soluble in a weakly acidic environment, IV – organic matter, V – amorphous hydroxides of Fe, Mn, Al, VI – stable. Above the line: content in the soil of the landfill №5, below the line: background value (chernozem). Dash – element was not defined

Табл. 3. Результати регресійного аналізу залежності вмісту рухомих форм Cu, Zn, Co, Ni від фізико-хімічних властивостей ґрунтів**Table 3.** The results of regression analysis of the dependence of the content of Cu, Zn, Co, Ni mobile forms on physical-chemical properties of the soil

Вміст елементу в ґрунті, мг/кг (діапазон значень)		Рівняння регресії
рухомі форми	валовий	
забруднені ґрунти в межах Полігону №5		
10,8–24,8	150–700	$Zn_{рухом} = 0,19 \text{ гл.} + 0,78 \text{ гм.} (R=0,85)$
11,2–19,8	100–150	$Co_{рухом} = 6,07 + 0,03 Co_{вал} + 0,84 \text{ pH} + 0,23 \text{ гм.} (R=0,92)$
4,2–8,3	40–100	$Ni_{рухом} = 2,88 + 4,24 \text{ pH} + 0,04 Ni_{вал} + 0,75 \text{ гл.} (R=0,90)$
6,7–21,2	100–600	$Cu_{рухом} = 0,02 Cu_{вал} + 1,42 \text{ pH} - 0,28 \text{ гл.} + 0,67 \text{ гм.} (R=0,92)$

Примітка. Вміст глинистої фракції – гл., гумусу – гм., R – коефіцієнт множинної регресії

Note. Clay fraction content – cl., humus content – hum., R – multiple regression coefficient

Аналіз форм Cu, Zn, Co та Ni, пов'язаних із різними фракціями ґрунтів, здійснювали за методиками послідовних екстракцій [5, 9]. Це дозволило виділити наступні фракції:

1. водорозчинну;
2. обмінну і легкорозчинну, що пов'язані з глинистими мінералами, гідроксидами та оксидами заліза, марганцю, алюмінію, а також з органічною речовиною (1 M MgCl₂, pH 7);
3. пов'язану з гідроксидами заліза та марганцю, що включає в себе метали, які утворюють міцні поверхневі комплекси та здатні вивільнятися при руйнуванні гідроксидів (0,04 M NH₄OH + HCl у 25%-ій HOAC);
4. пов'язану з органічною речовиною та деякими сульфідами, до якої належать метали, що утворюють міцні комплекси з органічною речовиною (30% H₂O₂);
5. пов'язану з карбонатами та розчинними у слабкокислому середовищі сполуками, що містить специфічно адсорбовані метали, які переходять у

розчин в результаті зменшення pH рівноважного розчину (1 M NaOAC + 1 M HOAC, pH 3,5);

6. залишкову, до якої входять метали, що знаходяться у кристалічних ґратках первинних та вторинних мінералів ґрунту; вона вилучається шляхом повного розкладання ґрунту.

Також виконано виділення із ґрунтів важких металів за допомогою неселективних екстрагентів.

У ґрунтах на території полігону відмічається висока концентрація важких металів, пов'язаних із фракцією легкообмінних іонів, а також підвищений вміст водорозчинних форм. У фонових ґрунтах досліджуваної території вміст рухомих форм важких металів зменшується.

Було з'ясовано, що вміст рухомих форм Zn у темно-сірих опідзолених ґрунтах (так само, як і у забруднених ґрунтах в межах полігону №5) залежить, головним чином, від вмісту глинистої складової та гумусу, при цьому вплив його валового вмісту та pH ґрунтового розчину несуттєвий. Глиниста складова не впливає на вміст рухомих форм Co та Ni. Оскільки

низька концентрація фульвокислот підсилює адсорбцію Ni за pH 5,5–6,0, а висока зменшує її за рахунок комплексоутворення у розчинах, автори вважають, що в органічних горизонтах основний внесок у розподіл Ni належить комплексним сполукам, які пов'язані з органічною речовиною.

Для досліджуваних ґрунтів також було визначено гранулометричний склад і мінеральний склад глинистої фракції (таблиця 4, 5). Під час виконання дослідження авторами було відібрано 28 зразків підземних вод зі свердловин, розміщених на

присадибних ділянках с. Підгірці, а також зразок води зі ставка, що розташований на території полігону №5. Результати хімічного аналізу зразків води представлено у таблиці 6.

За своїм хімічним складом вода зі свердловин переважно є гідрокарбонатно-кальцієвою та гідрокарбонатною, змішаною за катіонним складом. Вода зі ставка на території полігону гідрокарбонатно-хлоридно-натрієва. Було встановлено, що закон розподілу Cu, Zn, Co та Ni для ґрунтових вод є логнормальним (рисунк 3).

Табл. 4. Гранулометричний склад ґрунтів (у %)

Table 4. Particle size distribution of the soils (in %)

Тип ґрунтових відкладів	Фракція, мм					
	1–0,25	0,25–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	0,005–0,001	0,001
Чорноземи опідзолені на лесах	0,12	8,9	28,10	9,9	12,60	40,30
Ґрунти темно-сірі опідзолені на лесах	2,77	34,88	18,50	11,75	11,45	21,15
Забруднені ґрунти в межах полігону №5	1,23	28,30	15,20	7,85	9,20	38,22

Табл. 5. Мінеральний склад глинистої фракції ґрунтів (у %)

Table 5. Mineral composition of clay fraction in the soils (in%)

Тип ґрунтових відкладів	Гідрослюда	Каолініт	Хлорит	Монтморило нит	Органіч на речовина
Чорноземи опідзолені на лесах	70	10	–	10	10
Ґрунти темно-сірі опідзолені на лесах	80	10	–	5	5
Забруднені ґрунти в межах полігону №5	75	5	–	5	15

Примітка. Тире – мінеральний склад не визначали

Note. Dash – mineral composition was not defined

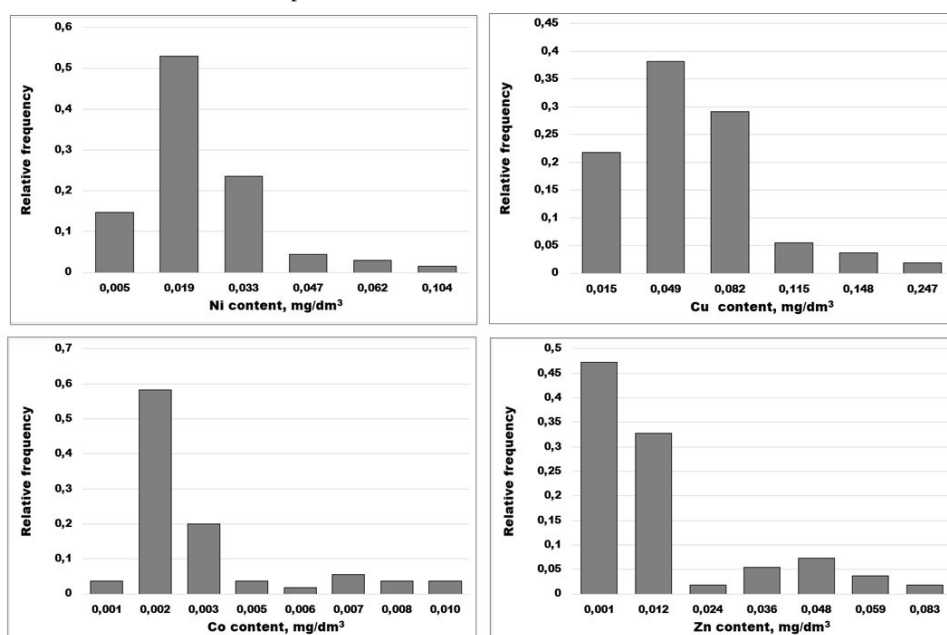


Рис. 3. Гістограми розподілу Ni, Cu, Co та Zn у досліджуваній підземній воді

Fig. 3. Histograms of Ni, Cu, Co and Zn distribution in the studied groundwater

Табл. 6. Результати хімічного аналізу зразків води

Table 6. The results of water samples chemical analysis

Показник, мг/дм ³	Свердловини у с. Підгірці	ГДК	Ставок на території полігону №5	ГДК
Na+K	49,2	40	155,48	170
Ca	50,1	130	82,16	180
Mg	12,16	80	24,32	40
Fe	0,47	відсутність	1,73	0,1
HCO ₃	61	не нормується	494,1	не нормується
Cl	51,12	відсутність	161,9	300
SO ₄	144	150	9,6	100
NO ₃	13,56	5	6,2	40
сух залишок	305,2	1000	638	не нормується
жорсткість*	3,5	7	6,1	не нормується
ФК	7,8	не нормується	19,7	не нормується
ГК	0,8	не нормується	2,3	3,7
Mn	0,183	відсутність	0,319	0,01
Ni	0,0244	відсутність	0,0191	0,01
Co	0,0031	відсутність	0,0019	0,01
Ti	0,244	не нормується	0,5104	0,06
V	0,0012	не нормується	0,0026	0,001
Cr	0,0031	відсутність	0,0128	0,02
Mo	0,00031	відсутність	0,0006	0,001
Cu	0,061	відсутність	0,051	0,001
Pb	0,031	відсутність	0,0032	0,006
Bi	0,00062	не нормується	0,0012	не нормується
Zn	0,0155	відсутність	0,0191	0,01
Ba	0,1067	0,1	0,1914	0,74

Примітка. У таблиці представлено усереднені концентрації основних показників хімічного складу підземних вод, що досліджувалися (кількість зразків підземних вод – 28); ФК – фульвокислоти, ГК – гумінові кислоти; * – вимірюється у мг-екв/дм³

Note. The table presents the average concentrations of the main indicators of the chemical composition of groundwater studied (the number of groundwater samples – 28); FC – fulvic acids, HA – humic acids; * – measured in mg-eq/dm³

Це свідчить про те, що надходження металів обумовлене впливом переважно одного фактору. Автори припускають, що таким фактором слугує саме звалище побутових відходів, токсичні елементи з якого інфільтруються, переходять у розчинний стан та мігрують до підземної гідросфери. Крім того, було зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій за окремими показниками для питної води нецентралізованого питного водопостачання згідно нормативного документу ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості», зокрема: вміст нітратів перевищує ГДК майже утричі (ГДК = 5), концентрація Ba та SO₄ – на

рівні порогових величин (ГДК для Ba = 0,1, для SO₄ = 150), присутність у воді Fe, Mn, Co, Ni, Mo, Pb також не відповідає вимогам для питної води, оскільки за нормативом цих елементів не має бути взагалі.

У водах ставка також фіксуються відхилення від норми за нормативним документом 1999 року «Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение», зокрема вміст Fe перевищує ГДК у 17 разів (ГДК для Fe = 0,1),

Mn – у 32 рази (ГДК для Mn = 0,01), Ni – у 2 рази (ГДК для Ni = 0,01), Ti – у 8,5 разів (ГДК для Ti = 0,06), V – у 2,6 разів (ГДК для V = 0,001), Cu – у 51 раз (ГДК для Cu = 0,001), Zn – у 2 рази (ГДК для Zn = 0,01) – таблиця 6.

Табл. 7. Вміст міграційних форм хімічних елементів у ґрунтових розчинах, %

Table 7. The content of chemical elements migration forms in soil solutions, %

Міграційна форма	Чорноземи опідзолені на лесах	Ґрунти темно-сірі опідзолені на лесах	Забруднені ґрунти в межах полігону №5
Ni ²⁺	1,6	2,0	56,0
NiФК	79,6	78,6	12,8
Ni(OH)ФК ⁻	17,1	17,3	1,7
NiOH ⁺	–	–	6,3
NiCO ₃	1,3	1,6	20,9
NiHCO ₃ ⁺	–	–	1,4
NiSO ₄	–	–	–
Co ²⁺	58,4	43,1	76,3
CoHCO ₃ ⁺	15,1	11,0	31,6
CoSO ₄	10,2	35,4	9,6
CoФК	15,6	9,1	–
CoCO ₃	–	–	–
Cu ²⁺	1,4	2,8	24,3
CuOH ⁺	3,4	6,5	42,1
Cu(OH) ₂	2,7	4,9	21,3
Cu ₂ (OH) ₂ ²⁺	–	–	1,2
CuCO ₃	–	1,6	6,6
CuHCO ₃ ⁺	–	–	2,0
Cu(OH) ₂ ФК ²⁻	47,7	82,5	1,3
CuГК	43,9	1,0	–
Zn ²⁺	53,6	55,7	94,3
ZnHCO ₃ ⁺	1,6	1,7	2,0
ZnCO ₃	1,2	1,2	–
ZnФК	41,4	33,6	–
ZnSO ₄	1,4	7,0	1,8

Примітка. Вміст хімічних елементів у ґрунтовому розчині, мг/л: чорноземи опідзолені на лесах – Ni 0,11; Co 0,04; Cu 0,041; Zn 0,058; ФК 19,7; ГК 0,95; ґрунти темно-сірі опідзолені на лесах – Ni 0,042; Co 0,024; Cu 0,02; Zn 0,063; ФК 23,4; ГК 0,07; забруднені ґрунти в межах полігону №5 – Ni 11,8; Co 4,2; Cu 4,19; Zn 5,8; ФК 19,7; ГК 0,95

Note. The content of chemical elements in the soil solution, mg/dm³: black soils («chernozems») podzolized on loess rocks – Ni 0,11; Co 0,04; Cu 0,041; Zn 0,058; FC 19,7; GC 0,95; dark gray podzolized soils mainly on loess rocks – Ni 0,042; Co 0,024; Cu 0,02; Zn 0,063; FC 23,4; GC 0,07; contaminated soils within the landfill №5 – Ni 11,8; Co 4,2; Cu 4,19; Zn 5,8; FC 19,7; HA 0,95

За допомогою методу математичного моделювання авторами було встановлено міграційні форми мікро- та макроелементів з органічними та мінеральними компонентами ґрунтових розчинів за

допомогою спеціалізованого програмного засобу MINTEQA 2 [10]. Розрахунок здійснено з використанням інформації щодо термодинамічних даних комплексних сполук металів з органічною речовиною. Встановлено, що підвищення концентрації металів у ґрунтових розчинах істотно впливає на розподіл їх міграційних форм. Проведені розрахунки показали, що за умови збільшення концентрації металів вміст фульватних та гуматних комплексів металів значно зменшується, при цьому підвищується вміст їх вільних гідратованих катіонів (таблиця 7).

Висновки

У результаті проведеного дослідження було виявлено специфічні (у порівнянні з фоновими) особливості фізико-хімічних властивостей ґрунтових відкладів у межах полігону твердих побутових відходів – високу сорбційну ємність та невисокий коефіцієнт буферності, що обумовлює слабкі захисні властивості по відношенню до впливу техногенних металів. Такі властивості досліджуваних ґрунтів сприяють утворенню мобільних форм токсичних елементів та їх міграції до ґрунтових вод.

У ґрунтах на території полігону відмічається висока концентрація важких металів, пов'язаних із фракцією легкообмінних іонів, а також підвищений вміст водорозчинних форм. У фонових ґрунтах досліджуваної території вміст рухомих форм важких металів зменшується (у 2-3 рази менший, ніж у ґрунтових відкладах полігону).

Використання методу математичного моделювання дозволило встановити основні міграційні форми макро- та мікроелементів у ґрунтових розчинах техногенно забруднених ґрунтів полігону №5. З'ясовано, що для важких металів характерними є вільні гідратовані катіони та метал-органічні комплекси.

Під час дослідження зразків води (підземної та поверхневої) було встановлено суттєве відхилення від норм. Зокрема, для ґрунтових вод, що використовуються для питного водоспоживання населення с. Підгірці, було зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій за окремими показниками: вміст нітратів перевищує ГДК майже утричі (ГДК = 5), концентрація Ba та SO₄ на рівні порогових величин (ГДК для Ba = 0,1, для SO₄ = 150), присутність у воді Fe, Mn, Co, Ni, Mo, Pb також не відповідає вимогам для питної води, оскільки за нормативом цих елементів не має бути взагалі. Для вод ставка, що розташований безпосередньо на території полігону, фіксуються значні відхилення від норми: вміст Fe перевищує ГДК у 17 разів (ГДК для Fe = 0,1), Mn – у 32 рази (ГДК для Mn = 0,01), Ni – у 2

рази (ГДК для Ni = 0,01), Ti – у 8,5 разів (ГДК для Ti = 0,06), V – у 2,6 разів (ГДК для V = 0,001), Cu – у 51 раз (ГДК для Cu = 0,001), Zn – у 2 рази (ГДК для Zn = 0,01).

Література

1. Mihai, F.C., Iatu C. and Grozavu., A. (2018), Rural waste disposal issues within urban borders. Conference Proceedings (18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation SGEM 2018), Vol.18, Issue 5.1, pp.761–768. <https://doi.org/10.5593/sgem2018/5.1/S20.098>
2. Awomeso, J.A., Taiwo, A.M., Gbadebo, A.M. and Arimoro, A.O. (2010), Waste Disposal and Pollution Management in Urban Areas: A Workable Remedy for the Environment in Developing Countries. American Journal of Environmental Sciences, Vol. 6(1), pp. 26–32. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2010.26.32>
3. Азімов О.Т., Трофимчук І.В., Кураєва І.В., Кармазиненко С.П. Оцінка вмісту важких металів у ґрунтах та інших компонентах ландшафту в районах захоронення твердих побутових відходів. Екологічна безпека та природокористування. 2019. № 2(30). С. 5–17. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2019.2.5-17>
4. Трофимчук О.М., Кураєва І.В., Азімов О.Т., Кармазиненко С.П., Злобіна К.С. Геохімічні характеристики ґрунтових утворень районів захоронення побутових відходів за результатами екологічних досліджень. Екологічна безпека та природокористування. 2020. № 3(35). С. 5–21. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2020.3.5-21>
5. Азімов О.Т., Кураєва І.В., Трофимчук О.М., Кармазиненко С.П., Злобіна К.С. Забруднення ґрунтів та інших об'єктів довкілля важкими металами в районах полігонів захоронення твердих побутових відходів. Геоінформатика. 2020, №1. С.82-95.
6. Самчук А.И., Бондаренко Г.Н., Долин В.В. и др. Физико-химические условия образования мобильных форм токсичных металлов в почвах. Минералогический журнал. 1998. Т. 20. № 2. С. 48–59.
7. Пилипенко А.Т., Пятницкий И.В. Аналитическая химия. Москва: Химия, 1990. Кн. 2. С. 481–846.
8. Музгин В.Н., Емельянова Н.Н., Пупышев А.А. Масс-спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой – новый метод в аналитической химии. Аналитика и контроль. 1998. № 3–4. С. 3–25.

9. Tessier, A., Cambell, P.G.C. and Bisson, M. (1979), Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, Vol. 51, pp. 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>

10. Allison, I.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.I. (1990), MINTEQA 2 PRODEFA 2. A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version Z.O. User's Manual VS Environmental Protection Agency, 278 p.

References

1. Mihai, F.C., Iatu C. and Grozavu., A. (2018). Conference Proceedings (18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation SGEM 2018), 18(5.1): 761–768. doi.org/10.5593/sgem2018/5.1/S20.098
2. Awomeso, J.A., Taiwo, A.M., Gbadebo, A.M. and Arimoro, A.O. (2010). American Journal of Environmental Sciences, 6(1): 26–32. doi.org/10.3844/ajessp.2010.26.32
3. Azimov, O.T., Trofymchuk, O.M., Kuraieva, I.V. and Karmazinenko, S.P. (2019), Environmental safety and natural resources, Kyiv, UA, 2(30): 5–17. doi.org/10.32347/2411-4049.2019.2.5-17
4. Trofymchuk, O.M., Kuraieva, I.V., Azimov, O.T., Karmazinenko, S.P. and Zlobina, K.S. (2020), Environmental safety and natural resources, Kyiv, UA, 3(35): 5–21. doi.org/10.32347/2411-4049.2020.3.5-21
5. Azimov, O.T., Kuraieva, I.V., Trofymchuk, O.M., Karmazinenko, S.P. and Zlobina, K.S. (2020), Geoinformatics, Kyiv, UA, 1: 82–95.
6. Samchuk, A.I., Bondarenko, G.N., Dolin, V.V. et al. (1998), Mineralogical Journal, Kyiv, UA, 20(2): 48–59.
7. Pilipenko, A.T. and Pyatnitskiy, I.V. (1990), Analiticheskaya khimiya, Moscow, RU, 2: 481–846.
8. Muzgin, V.N., Emelianova, H.H. and Pupyshev, A.A. (1998), Analitika i kontrol, Moscow, RU, 3–4: 3–25.
9. Tessier, A., Cambell, P.G.C. and Bisson, M. (1979), Analytical Chemistry, 51: 844–851. doi.org/10.1021/ac50043a017
10. Allison, I.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.I. (1990), User's Manual VS Environmental Protection Agency, 278 p.

GEOCHEMICAL TRANSFORMATION OF ENVIRONMENTAL OBJECTS WITHIN SOLID WASTE LANDFILLS (ON THE EXAMPLE OF KYIV)

I. Kuraieva, T. Koshliakova, O. Azimov, K. Zlobina, **D. Khrushchov**

Kuraieva, I., Dr. Sci. (Geol.), Prof., Head of Department, M.P. Semenenko Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the NAS of Ukraine, KI4412674@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0003-3113-7782>

Koshliakova, T., PhD (Geol.), Senior Research Fellow, M.P. Semenenko Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the NAS of Ukraine, tatianakoshliakova@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-8551-3531>

Azimov, O., Dr. Sci. (Geol.), Leading Researcher, State Institution «Scientific Centre for Aerospace Research of the Earth of the Institute of Geological Sciences of the National Academy of Sciences of Ukraine», O.T.Azimov@nas.gov.ua, <https://orcid.org/0000-0002-5210-3920>

Zlobina, K., PhD (geol.), Research Fellow, M.P. Semenenko Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the NAS of Ukraine, ecaterinka@ukr.net, <https://orcid.org/0000-0001-8823-4642>

Khrushchov, D., Dr. Sci. (Geol.), Prof., Senior Research Fellow, Institute of Geological Sciences of the National Academy of Sciences of Ukraine, khrushchov@nas.gov.ua, <https://orcid.org/0000-0002-7978-2505>

The presented research is devoted to the study of geochemical transformation of environmental key objects (soils, surface and groundwater) within the solid waste landfills. The object of the study is the one of the largest landfills for solid waste disposal in Ukraine – Kyiv landfill №5. The main

factual material, which is the basis of the article, was obtained by the authors during a comprehensive field ecological and geochemical research in 2018-2020. The aim of the work was to determine the geochemical (in particular physical and chemical) features of soil sediments within the landfill, which made it possible to assess the protective properties of soils in relation to the impact of technogenic metals. The condition of surface waters (ponds within the landfill territory) and groundwater (wells in Pidhirtsi village) was also studied; the comparison of the main indicators of chemical composition with the maximum allowable concentrations determined by normative documents was performed. It was found that in the studied soils there is a high concentration of heavy metals associated with the fraction of easily exchangeable ions, as well as an increased content of water-soluble forms. The main migration forms of macro- and microelements in soil solutions have been established. It was found that free hydrated cations and metal-organic complexes are characteristic of heavy metals. For groundwater used for potable water consumption by the population of Pidhirtsi village, exceeding of maximum allowable concentrations were recorded for certain indicators, in particular for nitrates, as well as deviations from the established norms for Ba, SO₄, Fe, Mn, Co, Ni, Mo, and Pb. The pond waters, located directly within the landfill territory, are characterized by significant deviations from the norm in terms of Fe, Mn, Ni, Ti, V, Cu and Zn. As a result of the study, it was found that within the landfill there are favorable conditions for the formation of mobile forms of toxic elements and their migration to surface and groundwater.

Keywords: *geochemical transformation, anthropogenic metals, soils, surface waters, groundwater*

ІНФОРМАЦІЯ ДЛЯ АВТОРІВ

збірника «Геохімія техногенезу»

До опублікування у збірнику приймаються наукові праці, які ніколи не друкувалися раніше. Стаття має бути написана на актуальну тему, містити результати глибокого наукового дослідження, новизну та обґрунтування наукових висновків відповідно до мети статті (поставленого завдання). Кожен автор може подати не більше двох статей в одному випуску.

Рукописи приймаються обсягом 6-15 сторінок (разом з літературою, розширеними анотаціями) формату А-4, через **1,5 інтервали для основного тексту, та 1 інтервал для анотацій та літератури. Поля: всі – по 2 см, абзац – відступ на 1,25 см. Шрифт основного тексту: Times New Roman, розмір – 12; шрифт анотацій та літератури – 10pt.**, виконані на комп'ютері у редакторі Word for Windows (*.doc). Для набору формул, графіків і таблиць використовують спеціальні програми, вмонтовані у Word for Windows. **У статті не повинно бути переносів слів.** Номери сторінок не проставляти.

Статті подаються українською, російською чи англійською мовами у друкованому вигляді та в електронному варіанті (електронною поштою чи на електронному носії).

Питання, пов'язані з публікацією наукових оглядів (не більше 9000 слів і 10 рисунків), вирішуються редколегією на підставі заздалегідь наданої авторами розширеної анотації роботи та транслітерованого списку літератури.

Кожна стаття повинна мати код «УДК» (вгорі ліворуч). Нижче зліва – назва статті великими літерами (шрифт напівжирний Times New Roman, розмір – 12), вирівнювання по лівому краю. Нижче – прізвище та ініціали авторів, (звичайними літерами, шрифт напівжирний, прямий, розмір – 12). З нового рядка : прізвище та ініціали кожного з авторів із зазначенням наукового звання, посади, установи, де працює автор, електронної адреси (розмір – 8). **Назва, ПІБ, посада, місце роботи, наукове звання, ORCID та електронна адреса дублюються англійською мовою перед відповідною анотацією.**

План статті:

1. вступ – постановка проблеми у загальному вигляді та її зв'язок з важливими практичними завданнями;
2. останні дослідження та публікації, на які спирається автор, виділення невирішених частин загальної проблеми, котрим присвячується дана стаття;
3. мета статті (постановка завдання);
4. виклад власне матеріалу дослідження;
5. висновки та перспективи подальших досліджень у цьому напрямку.

Обов'язкові вимоги до анотацій, які повинні бути:

- інформативними (без загальних слів);
- структурованими (відображати послідовну логіку опису результатів у статті);
- змістовними (відображати основний зміст статті; описувати основні цілі дослідження; висвітлювати найбільш значущі результати);
- містити конкретизацію авторського внеску (що розроблено, що запропоновано, що виявлено і т.д.);
- не містити посилань та аббревіатури.

Анотація українською та англійською мовами обов'язкові та мають містити кожна не менше 1800 знаків.

Таблиці повинні мати назви. Шрифт *TimesNewRoman* (розмір 10 pt).

Ілюстрації надавати в електронному вигляді у форматі *COREL, TIF, JPG* з роздільною здатністю 300 dpi для напівтонових рисунків, 600 dpi — для штрихових. **Текстові написи на рисунках, незалежно від мови статті, повинні бути англійською.**

Бібліографія. Посилання на джерела використаних матеріалів, фактичних та статистичних даних є обов'язковими і подаються у тексті у хронологічному порядку цифрою у квадратних дужках, Назви праць у списку літератури розміщують в порядку цитування в тексті.

Список літератури. Список використаної літератури оформлюється відповідно до вимог ДСТУ 8302:2015 «Бібліографічне посилання. Загальні положення та правила складання».

References. Відповідно до вимог міжнародних наукометричних баз – згідно зі стандартом *Harvard* (www.emeraldinsight.com/authors/guides/write/harvard.htm?part=2). Бібліографічні дані повинні містити (транслітеровані латиницею) прізвища та ініціали всіх авторів статті/книги, рік публікації (в круглих дужках), назву журналу/книги, том і номер випуску журналу, (для книг – видавництво і місце видання), сторінковий інтервал статті, DOI (за наявності). Посилання в тексті на опубліковані літературні джерела слід наводити **цифрами у квадратних дужках**, що відповідають порядковому номеру джерела у пристатеїному списку.

Посилання на неопубліковані матеріали не дозволяються.

Наприклад:

Література

1. Тарасевич Ю.И. Строение и химия поверхности слоистых силикатов. Киев: Наук. Думка, 1988. 248 с.
2. Пушкарёв О.В., Приймаченко В.М. Взаємодія тритієвої води з глинистими мінералами *Зб. наук. пр. Ін-ту геохімії навколиш. середовища*. 2010. Вип. 18. с. 149—161.
3. Ali A.A., El-Bishtawi R. Removal of lead and nickel ions using zeolite tuff. *J. Chem. Technol. and Biotechnol.* 1997. 69. p. 27—34.

References

1. Tarasevich, Yu.I. (1988), *Stroenie i himiya poverhnosti sloistyh silikatov*, Nauk. dumka, Kyiv, UA, 248 p.
2. Pushkarov, O.V. and Priymachenko, V.M. (2010), *Zb. nauk. pr. Inst. Geohimii Navkolyshnogo Seredovyshcha*, Kyiv, UA, Vyp. **18**:149—161.
3. Ali, A.A. and El-Bishtawi, R. (1997), *J. Chem. Technol. and Biotechnol.*, **69**: 27—34.

Матеріали, що публікуються в журналі, підлягають внутрішньому і зовнішньому рецензуванню, яке здійснюють члени редколегії журналу, фахівці відповідної галузі. Рецензування проводиться конфіденційно. **У разі негативної рецензії чи наявності суттєвих зауважень, стаття може бути відхилена або повернута авторові (авторам) на доопрацювання.**

Стаття, подана без дотримання зазначених вимог, опублікуванню не підлягає. Відповідальність за достовірність інформації, фактів та інших відомостей, посилань на нормативні акти, цитати, власні імена, а також правильність перекладу несуть автори публікації.

До статті авторів з інших установ повинен додаватись акт експертизи даної установи щодо можливості відкритої публікації поданих матеріалів.

Редакція залишає за собою право вносити орфографічні, лексичні та синтаксичні зміни у матеріал статей без узгодження з авторами за умови збереження змісту. **В цілому відповідальність за текст статті лежить на авторах.**

До тексту статті обов'язково додається авторська довідка про всіх співавторів

Редколегія Збірника звертається до авторів з проханням дотримуватись належних вимог щодо оформлення поданих статей

ГЕОХІМІЯ ТЕХНОГЕНЕЗУ
6(34)
ДО 35 РОКОВИН ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

GEOCHEMISTRY OF TECHNOGENESIS
6 (34)
DEDICATED TO THE 35TH ANNIVERSARY
OF CHORNOBYL CATASTROPHE

Підписано до друку: грудень 2021 р.

Формат 60x84/8 Друк офсетний.

Гарнітура TimesNewRoman.

Умов.друк.арк.:17.7 Наклад прим.:300.

Замовлення №.200

Виготовлювач: ТОВ «НВП «Інтерсервіс»,

Київ, вул. Бориспільська, 9,

Свідоцтво: серія ДК №3534 від 24.07.2009 р.