

Висновки. Аналіз отриманих за допомогою геоінформаційних технологій карт глибин залягання рівнів ґрунтових вод та порівняння з фактичними даними дозволили зробити висновок про те, що в цілому (на якісному рівні) карти добре віддзеркалюють відомі та дозволяють виявити нові тенденції й динаміку розвитку процесу підтоплення територій. Проте за допомогою таких карт неможливо з достатньою для інженерного проектування точністю визначити власне глибину залягання ґрунтових вод у довільних точках цієї території. Ця задача може бути вирішена лише за допомогою ПДГМ.

В результаті дослідження отримана основа ПДГМ, за допомогою якої в подальшому можна обґрунтовано прогнозувати динаміку рівнів ґрунтових вод в залежності від дії зовнішніх чинників та розробляти ефективні заходи щодо запобігання підтопленню території. Доведено, що на базі геоінформаційних технологій можливо і доцільно використовувати невпорядковану та заздалегідь не взаємопов'язану

ну вихідну гідрогеологічну інформацію, яка отримана у просторово невпорядкованих точках спостережень, при оцінці та прогнозуванні екологічного стану системи ґрунтових вод, але лише на якісному рівні. Необхідною умовою такого застосування є наявність електронних карт рельєфу, поверхневих водотоків та водоймищ, тощо.

Подальші дослідження будуть спрямовані на вдосконалення ПДГМ і розробку системи ефективного прогнозування процесу підтоплення на даній території із застосуванням згаданої ПДГМ та сучасних геоінформаційних технологій.

1. Екологічне управління: підручник / В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський та ін. – К.: Либідь, 2004. – 432с.
2. Ішук О.О., Коржнев М.М., Кошляков О.Є. Просторовий аналіз і моделювання в ГІС: Навчальний посібник – Видавничо-поліграфічний центр "Київський університет", 2003. – 200с.
3. Кошляков О.Є. Гідрогеологічне моделювання: Підручник – К.: Видавничо-поліграфічний центр "Київський університет", 2003. – 79с.

УДК 504.064: 577.34 (477.4)

В.В. Гудзенко, канд. геол.-мінералог. наук, с.н.с.,
Н.І. Лозицька, інж.,
С.Є. Добровольський, студ.

МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ ДЕННОЇ ПОВЕРХНІ СТРОНЦІЄМ-90

Розглянуто можливості використання мушель наземних равликів та шкаралупи курячих яєць для моніторингу забруднення денної поверхні ^{90}Sr . Обчислено коефіцієнт переходу від питомої активності мушель до щільності забруднення території. На кількох прикладах визначено співвідношення активностей $^{90}\text{Sr}/^{226}\text{Ra}$ у досліджуваних зразках. Доведено можливість використання простих β -лічильників для вимірювань концентрації радіостронцію у мушлях равликів, що зібрані на територіях, які зазнали впливу Чорнобильської аварії

The possibility of the terrestrial clam-shells and hens' eggs application for the monitoring of daylight surface contamination by ^{90}Sr had been considered. The coefficient of the transfer from the specific activity of shells to the areal contamination density had been calculated. For some patterns the ratio of $^{90}\text{Sr}/^{226}\text{Ra}$ activities in the objects under study had been determined. The possibility of the simple β -counters use for radiostrontium concentrations' determination in the shells, collected in the areas influenced by Chernobyl disaster, had been demonstrated.

Хоча після аварії на Чорнобильській АЕС минуло вже майже 20 років, забруднення денної поверхні лишається суттєвим чинником зовнішнього опромінення населення. Якщо розподіл випадіння та динаміка заглиблення ^{137}Cs вивчені досить детально, просторовий розподіл та поведінка ^{90}Sr у довкіллі вивчені набагато гірше. Проведення масових визначень вмісту цього нукліду ускладнюється необхідністю відокремлення його від решти β -випромінювачів радіохімічними методами, чи принаймні застосування лічильників Черенкова, селективних β -радіометрів, що фіксують "хвости" жорсткого випромінювання ^{90}Y , або навіть рідинної β -спектрометрії. Ці методи або недостатньо чутливі, або досить дорогі.

Порівняно просто можна отримати уявлення про щільність забруднення великих територій ^{90}Sr застосовуючи будь які біологічні об'єкти, здатні селективно накопичувати стронцій. Приналежність цього елементу до другої групи таблиці Менделєєва, разом із кальцієм, магнієм та іншими, обумовлює певною мірою подібність їхньої поведінки в біологічних процесах. В рядах біологічного поглинання (за Перельманом) стронцій знаходиться в одній групі (сильне накопичення) із Ca, Na, K, Mg, Zn, B та Se. За нейтральних та слабложивих умов (рН 6.5-8.5), стронцій утворює парагенетичну асоціацію із Li, Ti, Mg, Ca, Zn, Se, Cr, Mo, W, U та Re [9].

Добре відома здатність стронцію фіксуватись у кістках скелету. Вміст стабільного стронцію в попелі кісток людини коливається від 0.1 до 0.35 мг/кг [8]. Є підстави вважати, що в кістках гризунів вміст його ще більший. Добрим акумулятором стронцію слугують мушлі равликів. Власне кажучи – мушлі – це зовнішній скелет тварини, який більш як на 50% складається з кальцію. Як-

що притаманне кісткам людини середнє співвідношення $\text{Sr}/\text{Ca} = 0.001\%$ застосувати до мушлів равликів, вміст стронцію в останніх може сягати 0.0005%. Майже таким же ефективним накопичувачем стронцію може бути шкаралупа пташиних яєць.

Слід відзначити, що водні равлики досить широко застосовуються як біологічні індикатори радіоактивного забруднення водойм та водотоків, зокрема в зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Встановлено досить жорстку кореляцію між вмістом ^{90}Sr в мушлях водних молюсків та концентрацією цього нукліду у воді. Так Л.С.Балашов та інші [3] дослідили питому β -активність мушель в річці Ілля та прилеглій водоймі. Співвідношення між цією величиною та вмістом радіостронцію у воді в місцях відбору проб виявилось досить сталим в часі та просторі. З липня 1990 по травень 1994 року у мушлях водних молюсків, що були зібрані в річці Ілля на відтинку між кордоном з Білоруссю майже до гирла, співвідношення сумарної β -активності мушель до вмісту ^{90}Sr у воді коливалось близько 5100.

В роботі В.В. Деревця та інших [4] наведено дані про вміст ^{90}Sr в молюсках водойм та водотоків зони відчуження й обчислені коефіцієнти накопичення. На відміну від попередньої роботи тут йдеться про молюсків в цілому, а не про суто мушлі. Середні коефіцієнти накопичення змінюються від 193 (оз. Глибоке) до 1111 (став-охолоджувач), тоді як середні значення питомої активності тварин коливаються від 63 Бк/кг (Прип'ять біля Чорнобиля) до 49300 Бк/кг (озеро Азбучин).

На відміну від водних молюсків, які отримують кальцій (та стронцій) для побудови мушлі за рахунок їжі та води, головним джерелом надходження кальцію для

наземних видів є саме їжа. Радіостронцій, що потрапив у довкілля внаслідок випадіння із атмосфери, має перейти у розчинений стан, потрапити до кореневої системи, бути засвоєним рослиною, після чого він переходить до організму слимака, що живиться цією рослиною. Об'єктом наших досліджень слугували переважно виноградні слимаки (*Helix pomatia*), що належать до родини *Helicidae*, яке об'єднує більше 300 родів наземних слимаків. Цей вид мешкає не тільки на виноградниках, але й в слабозатінених садах, лісах та луках. Поширений в країнах з помірно теплим кліматом. Головна їжа – листя рослин. Тривалість життя – 6-7 років [5].

Протягом 2003-2005 років було зібрано кілька десятків проб мушель виноградних равликів в межах південного сліду випадіння [6], в зоні відчуження та в місцевостях, які практично не зазнали впливу аварії. До складу проби входило 5-10 мушель загальною масою до 10-15 г. Ретельно висушені у муфельній печі мушлі очищались від залишків тіл равликів, сторонніх наповнювачів й розтиралися до розмірів часточок 0.1-0.2 мм. Якщо було достатньо матеріалу, таким же чином обробляли залишки тіл та/або наповнювачів. Отримані в такий спосіб зразки вимірювались

на малофонової установці УМФ-1500м із торцевим β-лічильником СБТ-13. Фон приладу становив 5-6 хв⁻¹. Паралельно проводились вимірювання вмісту ⁹⁰Sr на приладі РУБ-91, що забезпечує мінімально детектовану активність на рівні 0.2 Бк при експозиції 10000 сек для "тонких" шарів. Наповнювачі мушлів почасти досліджувалися на одноплатному напівпровідниковому γ-спектрометрі СЭГ-50к із детектором ДГЛК-90, що мав роздільну здатність для енергії 1332 кеВ (⁶⁰Co) на рівні 1.9 кеВ.

Обговорення результатів, що отримані вимірювання загальної β-активності, вмісту ⁹⁰Sr, інколи ¹³⁷Cs та ²²⁶Ra (головним чином у наповнювачах мушлів) провадилося на зразках, що були зібрані в межах м. Києва, його ближніх і дальніх околиць, в районах України, які не були суттєво зачеплені випадіннями після Чорнобильської аварії, а також в декількох країнах Європи. Матеріалом слугували головним чином мушлі *Helix pomatia*, але в Криму та ряді європейських країн траплялись представники інших *Helicidae*. Збір зразків відбувався протягом 2003-2005 років. Крім того було досліджено незначну кількість зразків шкаралупи яєць, головним чином курячих.

Результати, що отримані, подано в таблицях 1 та 2.

Таблиця 1. Радіоактивність мушлів слимаків родини *Helicidae*. В дужках – середнє арифметичне

Місце відбору	Σβ, с-1кг-1	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	²²⁶ Ra, Бк/кг	Примітка
м. Чорнобиль	3130-4094	25230-25293	нмв – 21	105-155	Екскременти Тіла равликів Cs та Sr в наповнювачах
Те саме	1294	9309	2720	44	
- " -	923	5175	48	111	
м. Київ	72 – 548 (207)	209 - 5414 (1691)	75-651 (269)	12-88 (31)	Cs та Sr в наповнювачах
Київська область	11-104 (47)	96 – 542 (268)	нд	нд	
"Чисті" райони України	5 – 94 (24)	25 -100 (63)	нд	20	
Країни Центральної та Південної Європи	7 – 65 (22)	35 – 86 (57)	3	7	Cs та Sr в наповнювачах

нмв- нижче меж визначення; нд – нема даних

Таблиця 2. Радіоактивність шкаралупи курячих яєць. В дужках – середнє арифметичне

Місце відбору	Σβ, с-1кг-1	⁹⁰ Sr, Бк/кг	²²⁶ Ra, Бк/кг	Примітка
Київська, Харківська, Полтавська обл.	нд	19-26	нд	З птахофабрик
м. Київ	нд	161	нд	Хазяйські
Території поза межами південного сліду	4 – 22 (7)	27 – 75 (47)	10-18	Те саме
Території в межах південного сліду	15-175 (51)	83 – 621 (221)	нд	- " -

Як свідчать таблиці, накопичення ⁹⁰Sr мушлями наземних молюсків суттєво переважає аккумуляцію шкаралупою курячих яєць. На жаль відсутні дані, які б дозволили порівняти накопичення стронцію цими істотами, що живуть на тій самій території. Стронцій у шкаралупі курячих яєць може "розводитись" під час підгодівлі птиці, тоді як равлики отримують їжу виключно місцевого походження. Цей ефект добре ілюструється низьким вмістом ⁹⁰Sr у шкаралупі яєць від курей з птахофабрик. Їхня активність віддзеркалює забруднення кормів.

В єдиному випадку вдалося відібрати мушлі виноградних равликів та шкаралупу яєчка солов'я (*Luscinia luscinia*) практично в одному й тому ж місці – на схилах Дніпра в межах Києва. Концентрації ⁹⁰Sr в шкаралупі та в мушлях виявились відповідно 2949±225 та 2918±1540 Бк/кг! Дуже велика похибка в останньому випадку обумовлена браком матеріалу. На наш погляд, це досить показово. Накопичення радіостронцію двома істотами в живій природі виявилось принаймні сумірним.

З цієї точки зору цікаво порівняти вміст ⁹⁰Sr у скелеті ссавців (коні Пржевальського, завезені в зону відчуження ЧАЕС) та мушлях виноградних равликів, що були зібрані там саме. За даними [11], в кістках жеребця, що загинув внаслідок травми, концентрації цього нукліду коливались від 6100 до 9100 Бк/кг. Вміст радіостронцію в мушлях виноградних равликів становив близько 25 Бк/кг. Водні молюски з чи не найбрудніших озер зони містили до 77 Бк/кг ⁹⁰Sr [4].

Для розв'язання завдань моніторингу забруднення територій вирішальним є визначення коефіцієнтів переходу забруднювача, що випав на денну поверхню, до об'єктів, за якими ведуться спостереження. Беручи до уваги досить складний шлях радіостронцію до мушлів: руйнування матриці, розчинення у воді, надходження до вищих рослин, вживання цих рослин молюсками й, зрештою, побудова зовнішнього скелету (мушлі), співвідношення між її питомою активністю та щільністю випадіння ⁹⁰Sr найпростіше оцінити емпірично.

Щільність забруднення території міста Чорнобиля (за станом на 2000 рік) плутонієм 239+240 становила від 4 до 10 кБк/м² [7]. За кореляційними графіками, що взяті з цього ж джерела, щільність забруднення ⁹⁰Sr становила 100-382 кБк/м². За даними електронної карти мірила 1:25000 (на 1998 рік), щільність забруднення центральної частини міста дорівнювала 370 кБк/м², що добре співпадає з попередньою оцінкою.

Відповідно даним наших вимірювань (див. табл.1), концентрації ⁹⁰Sr в мушлях виноградних равликів, що зібрані в районі вулиці Богдана Хмельницького (м. Чорнобиль), становлять в середньому 25.25 кБк/кг. Коефіцієнт переходу (K_п) становитиме відповідно: 370 кБк/ м²: 25.25 кБк/ кг = 14.65 кг/м². Доречі ще 1991 року Л.І.Францевич та інші [12] оприлюднили коефіцієнт переходу радіостронцію до кісток скелету наземних тварин, що дорівнював 2 кг/м² – число набагато менше розрахованого нами для мушель виноградних равликів. Протягом 1990-х років біологічна доступність стронцію-90, що вимивався з паливних мік-

ронних часток, збільшувалася. Якщо вважати, що нині ^{90}Sr зосереджено у верхньому 20-см шарі ґрунту, щільність якого складає 1.6 г/см^3 , питома активність останнього становитиме 3.7 кБк/дм^3 : 1.6 кг/дм^3 : $2 \text{ дм} = 1.15 \text{ кБк/кг}$. В такому випадку коефіцієнт накопичення дорівнюватиме приблизно $25.25: 1.15 = 22$. На перший погляд ця цифра помітно поступається коефіцієнтам концентрування для водних равликів, але ж для останніх K_k розраховано відносно вмісту радіостронцію у воді!

Виходячи з отриманої оцінки K_k , щільність забруднення території Києва, обрхована за вмістом ^{90}Sr в мушлях виноградних равликів, становитиме від 12 до 43 кБк/м^2 . За даними на 1 січня 1998 року [1], переважна більшість міської території (принаймні її лівобережна

частина) була віднесена до зони із щільністю забруднення $4-10 \text{ кБк/м}^2$. Якщо ж зважити на те, що равлики звичайно трапляються на більш-менш незайманих територіях, розбіжність між наведеними цифрами зовсім не здається великою.

Накопичення ^{90}Sr мушлями равликів, основним "будівельним матеріалом" для яких слугує CaCO_3 , дозволяє очікувати дещо подібної поведінки й від сполук решти елементів, що належать до другої групи періодичної системи Д.І.Менделєєва, зокрема радію. Декілька зразків подрібнених мушлів виноградних черепашок було розчинено у соляній кислоті для визначення вмісту ^{226}Ra еманційним методом. Результати вимірювань наведено в таблиці 3.

Таблиця 3. Співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{226}\text{Ra}$ в мушлях та їх загальна β -активність

Місце відбору	Дата	$\Sigma\beta, \text{с}^{-1}\text{кг}^{-1}$	$^{90}\text{Sr}, \text{Бк/кг}$	$^{226}\text{Ra}, \text{Бк/кг}$	$^{90}\text{Sr}/^{226}\text{Ra}$	Примітка
с.Лушники Лубенського р-ну Полтавської обл.	10.08.03	25 ± 4	430 ± 129	39 ± 5	11 ± 5	Сіроземи
Київ, Гідропарк, рятувальна станція №3, старі мушлі	11.04.04	94 ± 7	381 ± 54	18 ± 2	21 ± 5	Заплава Дніпра
Там саме, молоді мушлі	Те саме	124 ± 6	2903 ± 319	3.1 ± 1.4	936 ± 526	Там саме
Київ, біля мосту метро через Русанівську протоку	11.04.04	189 ± 8	1622 ± 226	88 ± 5	18 ± 4	Равлики жили на гранітній дамбі
Київ, трамвайне кільце біля мосту Патона	05.09.04	459 ± 20	3142 ± 222	21 ± 2	150 ± 25	Правобережні схили Дніпра
Київ, проти пам'ятника Кію	Те саме	223 ± 11	1140 ± 101	10 ± 1	114 ± 21	Те саме
Керч, база ВМГОР.	24.09.04	12 ± 4	66 ± 52	6.3 ± 2.1	10 ± 12	Валняки

Як свідчить таблиця, відносний вміст ^{226}Ra в мушлях наземних равликів певною мірою віддзеркалює склад ґрунтів, на яких вони живуть. Співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{226}\text{Ra}$ коливається від 10-11 до 936, щоправда із досить великими похибками. В свою чергу абсолютний вміст цього нукліду коливається від 3.1 до 88 Бк/кг , тобто на два з половиною порядки.

Якщо для районів, що зазнали впливу випадіння після Чорнобильської аварії, вирішальний внесок ^{90}Sr в загальну β -активність мушлів є очевидним, для решти територій країни та закордоном остання може бути обумовлена й іншими β -випромінювачами. Емпіричний середній коефіцієнт переходу від результатів β -вимірювань на установці УМФ-1500м до результатів вимірювання активності ^{90}Sr на приладі РУБ-91, обчислений на базі 13 пар вимірювань найбільш активних мушель, становить $8.2 \text{ Бк} \times \text{сек} \times \text{імп}^{-1}$. Виходячи з цієї цифри ефективність торцевого бета-лічильника СБТ-13 за даних умов становить $100/8.2 = 12.2\%$. Отже в межах більш-менш забруднених зон, а саме там може виникнути потреба у проведенні моніторингових досліджень, вимірювання вмісту ^{90}Sr у мушлях равликів може виконуватись найпростішими засобами – бета радіометрами будь яких модифікацій – без радіохімічної підготовки.

Окремі вимірювання радіоактивності мушель равликів, що були зібрані в деяких країнах Європи та на півдні України (див. 2 останні рядки табл.1), свідчать про відсутність суттєвих випадіння радіостронцію після Чорнобильської аварії. За місцями відбору зразки розподілено в такий спосіб: острів Крит та материкова Греція – 8; Крим та північне Причорномор'я – 7; Польща – 3; Швеція – 2; Італія, Словенія та Німеччина – по 1 зразку.

Загальна β -активність коливається від 5 до 100 розпадів на секунду на кілограм. Серед усього масиву зразків дещо виділяються три, що були відібрані в Словенії (м. Ізола), Німеччині (південна околиця м.Лейпціга) та Польщі (узбережжя Балтики). В першому випадку вміст ^{90}Sr був достатній для вимірювання на РУБ-91 і дорівнював $467 \pm 264 \text{ Бк/кг}$. Два інші зразки, на жаль, були надто малі за об'ємом, проте відзначались порівняно високими значеннями сумарної β -активності, відповідно 85 ± 30 та $65 \pm 8 \text{ с}^{-1}\text{кг}^{-1}$. Якщо поблизу м. Ізола спостерігається не-

лике підвищення щільності випадіння за ^{137}Cs [1], південне узбережжя Балтики (на кордоні з Німеччиною) в цьому відношенні майже стерильне. В той же час щодо зразка з Саксонії (на південь від Лейпцігу), де досить розвинені видобутки та переробка уранових руд, можна стверджувати з високою вірогідністю, що в складі цієї мушлі суттєва частина загального β -випромінювання обумовлена продуктами розпаду радію.

Просторовий розподіл середніх значень сумарної β -активності ($\text{с}^{-1}\text{кг}^{-1}$) та приблизного вмісту ^{90}Sr у мушлях наземних равликів виглядає таким чином (Бк/кг):

Таблиця 4. До оцінки щільності випадіння ^{90}Sr за його вмістом в мушлях молюсків сімейства *Helicidae*

Країна, територія	Виміряна середня β -активність, $\text{с}^{-1}\text{кг}^{-1}$	Розрахований середній вміст ^{90}Sr , Бк/кг	Щільність випадіння (S), кБк/м^2
Польща (північний захід)	39.3	353	5.3
Швеція (на захід від столиці)	25.5	230	3.45
Греція, включаючи Крит	15.4	138	2.1
Крим та Причорномор'я	11.1	100	1.5

Щільність випадіння (S) розраховано за допомогою емпіричних коефіцієнтів. Середня щільність глобальних випадіння ^{90}Sr на території колишнього СРСР становила приблизно 2.6 кБк/м^2 [10]. Отже території європейських країн практично не зазнали забруднення радіостронцієм після Чорнобильської аварії.

1. Мушлі наземних равликів є ефективним селективним накопичувачем ^{90}Sr . Питома активність цього нукліду у висушених мушлях принаймні в 20 разів перевищує відповідний показник верхніх шарів ґрунту в місцях, де живуть ці тварини.

2. Виноградні равлики досить поширені в Україні, особливо в південних областях, й можуть слугувати доступним матеріалом для моніторингу забруднення території.

3. Мушлі виноградних равликів мають безумовну перевагу як накопичувачі ^{90}Sr у порівнянні із шкаралупою курячих яєць з огляду на те, що домашню птицю можуть підгодовувати відносно чистими кормами, тоді як равлики живляться виключно сингенетичними рослинами й, відповідно, забруднення мушель віддзеркалює забруднення території, де живуть ці тварини.

4. Для районів, що потерпіли від радіоактивних випадків після Чорнобильської аварії, радіоактивність мушель визначається виключно вмістом ^{90}Sr , тому радіохімічні та спеціальні методи визначення останнього в об'єктах довкілля можуть бути з успіхом замінені дешевими вимірюваннями загальної β -активності.

5. Радіоактивність мушель равликів на відносно чистих територіях України та закордоном визначається як глобальними випадіннями стронцію, що мали місце в 50-60-і роки минулого століття після атмосферних випробувань атомної зброї, так і вмістом продуктів розпаду радію. В окремих випадках, наприклад в районах видобування радіоактивних руд, продукти розпаду можуть бути головною причиною радіоактивності мушлів.

6. Коефіцієнти накопичення радіостронцію мушлями наземних равликів можуть змінюватись із часом, відповідно до змін біологічної доступності цього нукліду, його низхідної міграції у ґрунтових перерізах, зрештою – розпаду. Отже для цілей моніторингу час від часу треба проводити додаткові вимірювання біоіндикаторів на полігонах із добре визначеною щільністю випадіннь чорнобильського походження.

УДК (528.88.04+551.4):(551.2:556.3)](477.41)

Автори вважають за необхідне подякувати працівників радіогідрогеологічної лабораторії ІГН НАНУ Абрамову Г.М., Голикову Т.О., Гудзенко Г.І., що брали участь у вимірюваннях зразків мушель, та Долинського О.В., Змієнко О.В., Ольштинську О.П., Хазан М.І. і Шевченка О.Л., які люб'язно погодились збирати мушлі для вимірювань під час закордонних мандрівок.

1. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. Европейское сообщество / Росгидромет / Минчернобыль Украины / Белгидромет 1998 (CD). 2. АТЛАС України Радіоактивне забруднення. МНС, ТОВ "Інтелектуальні системи ГЕО", Київ, 2002.- 46с. 3. Л.С.Балашов, Л.И.Францевич, Н.И.Шертюк. Состояние объектов природно-заповедного фонда в зоне отчуждения // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения, вып.4, Научная думка, Київ, 1996 – с. 3-12. 4. В.В.Деревиц, М.Н.Борисюк, Д.И.Гудков, М.И.Кузьменко, А.Б.Назаров. Радионуклиды в компонентах водных биосферных зон отчуждения Чернобыльской АЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения, вып.7, Научная думка Київ, 2001 – с. 83-106. 5. Жизнь животных СССР. Москва, 1968, – 560 с. 6. Ю.А. Израэль, В.Г.Соколовский, В.Е.Соколов и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1988, т.64, вып.1, – с.28-40. 7. В.О.Кашпаров, С.М.Лундін, С.І.Зварич та ін., Викид та забруднення території радіонуклідами у складі паливних частинок // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. №2 (20) Грудень 2002, – с.22-32. 8. А.А.Моисеев, В.И.Иванов. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. Атомиздат, М., 1974.-336 с. 9. А.И.Перельман. Геохимия ландшафта, М., 1975.- 180с. 10. Приборы и методы изучения загрязнения внешней среды // Труды ИЗМ, вып. 2, Гидрометеоиздат, 1970, 104 с. 11. Е.А.Сливинская, Г.М.Двойнос, Л.С.Балашов. Эколого-паразито-логический мониторинг популяции лошади Пржевальского (*Equus przewalskii* Polj., 1881) в Чернобыльской зоне // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения, вып.7, Научная думка Київ, 2001 – с.78-82. 12. Л.И.Францевич, В.А.Гайченко, В.И.Крыжановский. Животные в радиоактивной зоне. Киев "Научная думка" 1991.- 128с.

В.М. Бублясь, канд. геол.-мінералог. наук, ст. н. сп.

ФАКТОРЫ ЗАБРУДНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД РАДИОНУКЛИДАМИ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

В певних структурних елементах геологічного середовища, обумовлених взаємодією ендегенних і екзогенних факторів, виявлено підвищений масообмін. Значна частина вертикального водообміну проходить через аномальні зони цих елементів (так звані зони швидкої міграції або мікрогеодинамічні зони). І особливу масообмінну роль вони відіграють на рівнинних територіях, де швидкість поверхневого стоку має дуже незначні показники.

In some structural elements of geological environment, governed by interaction of endogenous and exogenous factors the increased mass exchange was revealed. A great part of vertical water exchange proceeds through the anomalous zones in these elements (i.e. anomalous zones, fast migration zones or micro-dynamic zones). These zones play a significant role in the mass exchange within flat territories with small rates of surface run-off.

Вступ. Рівень дослідження проблеми кількісної і якісної оцінки водообміну між поверхневими і підземними водами на сьогодні є недостатнім для вирішення ряду практичних задач. Не проведено теоретичного обґрунтування природи і закономірностей руху води в зоні аерації. Ще менш досліджені питання водообміну між глибокими водонасиченими горизонтами. Особливої актуальності ці питання набувають на забруднених територіях.

Для функціональної оцінки геологічної складової у водообміні велике значення має встановлення повного комплексу домінуючих факторів, які впливають на рух води в ненасиченому і насиченому геологічному середовищі.

Із причин невисокої ефективності оцінки масообміну в зоні аерації А.Б. Ситников [1] виділяє: 1) несталий просторовий характер переносу води в зоні аерації; 2) рух води в неоднорідній, гетерогенній, багатокомпонентній трифазній системі, яка постійно змінюється; 3) вплив на вологопереміщення компонентів ландшафтів – кліматичних умов, особливостей поверхні й ґрунтового покриву; 4) відсутність надійної методики дослідних польових робіт, які не призводили б до порушення природних гідрогеологічних процесів у зоні аерації; 5) придатність існуючих методів кількісної обробки результатів режимних спостережень і експериментів лише для порівняно простих умов у зоні аерації.

В результаті вивчення особливостей вологообміну у преференційних зонах (зонах швидкої міграції) на Лютіжському методичному полігоні й 4 полігонах Зони відчуження ми зіштовхнулися ще з рядом проблемних питань. До основних із них можна віднести: 1) дуже складні умови інфільтраційного живлення підземних вод в межах замкнених форм мікрорельєфу, 2) вплив літологічних різновидів у відкладах, обумовлених давніми і сучасними термодинамічними процесами (кріогенними, просадними при висиханні й геохімічними процесами); 3) вплив зон, що мають глибинне походження, 4) відсутність методичних розробок оцінки параметрів перетікання вологи у піщаних ґрунтах; 5) складність обліку перетікання води на схилах та ін. Крім того, існують ще фактори, до дослідження яких, гідрогеологічна наука сьогодні ще майже не торкалася: це вплив на вологообмін в геологічному середовищі мікросруктури покривних відкладів рівнинних територій, компенсаційних електричних струмів між атмосферою і літосферою і енергетичних потенціалів елементарних часток ґрунтів і порід, які змінюються під впливом зміни кислотності розчинів, геохімічних процесів, вологості, механічних напружень, електромагнітних полів та ін.