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 випадінь 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 грунтових перерізах, зрештою – розпаду. Отже для цілей моніторингу час від часу треба проводити додаткові вимірювання біоіндикаторів на полігонах із добре визначеною щільністю випадінь чорнобильського походження.

Автори вважають за необхідне подякувати працівників радіогідрогеологічної лабораторії ІГН НАНУ Абрамову Г.М., Голікову 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 Україна Радіоактивне забруднення. МНС, ТОВ "Інтелектуальні системи ГЕО", Київ, 2002.- 46с. **3.** *Л.С.Балашов, Л.И.Францевич, Н.И.Шерстюк.* Состояние объектов природно-заповедного фонда в зоне отчуждения // Проблеми Чорнобильської зони відчуження, вип.4, Наукова думка, Київ, 1996 – с. 3-12. **4.** *В.В.Деревец, М.Н.Борисюк, Д.И.Гудков, М.И.Кузьменко, А.Б.Назаров.* Радионуклиды в компонентах водных биоценозов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Проблеми Чорнобильської зони відчуження, вип.7, Наукова 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 ИЭМ, 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 // Проблеми Чорнобильської зони відчуження, вип.7, Наукова думка Київ, 2001 – с.78-82.**12.** *Л.И.Францевич, В.А.Гайченко, В.И.Крыжановский.* Животные в радиоактивной зоне. Киев "Наукова думка" 1991,- 128с.

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

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

ФАКТОРИ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД РАДІОНУКЛІДАМИ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

В певних структурних елементах геологічного середовища, обумовлених взаємодією ендогенних 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 though 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 водоносними горизонтами. Особливої актуальності ці питання набувають на забруднених територіях.

Для функціональної оцінки геологічної складової у вологообміні 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 вологоперемішення 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 мікроструктури покривних відкладів рівнинних територій, компенсаційних електричних струмів між атмосферою і літосферою і енергетичних потенціалів елементарних часток грунтів і порід, які змінюються під впливом зміни кислотності розчинів, геохімічних процесів, вологості, механічних напружень, електромагнітних полів та ін.

© В.М. Бублясь, 2006

Матеріали, методи та район дослідження. В даній статті буде розглянуто тільки невелика частина відмічених проблемних питань. Це вплив на вологообмін в зоні аерації і забруднення підземних вод радіонуклідами зон швидкої міграції. Найбільш активні і них розвинені в западинних морфоскульптурах. Район дослідження охоплює Середнє Придніпров'я і представлений чотирма полігонами Зони відчуження ("Ст. Шепеличі", "Бенівка", "Буряківка", "Вектор") і методичним полігоном "Лютіж".

Для виконання порівняно повної оцінки особливостей перерозподілу радіонуклідів в загальному ландшафтному середовищі Зони відчуження (ЗВ) використані нові методичні підходи, на основі яких з'ясовувались: морфогенетичні особливості структурних елементів морфоскульптур із зонами швидкої міграції, зв'язок їх розвитку з активними (геодинамічними) зонами в земній корі, характер вологообміну і переміщення радіонуклідів в їх межах. Із основних методів, які були використані при вивчені аномальних зон, можна відмітити: морфометричні, морфологічні, гідрогеологічні, інженерно-геологічні, геофізичні і стандартні методи вивчення ґрунтового і рослинного покриву а також метод геоструктурного аналізу за даними ландшафтних індикаторів.

Міграція хімічних елементів в умовах покривних відкладів підпорядковується ландшафтно-геохімічним закономірностям і пов'язана з особливостями клімату, рельєфу, характером процесів вивітрювання, ґрунтоутворення, особливостями розвитку біологічного комплексу і геодинамічними процесами. Сукупність цих факторів обумовлює шляхи, форми і кількість переміщених елементів і сприяє формуванню місцевих геохімічних ареалів.

Міграція високорухомих елементів відбувається як у межах вертикального профілю кожного елементарного ландшафту, так і в бічному (горизонтальному) напрямку в межах геохімічно сполучених елементарних ландшафтів від підвищених частин рельєфу до місцевих базисів ерозії по певних шляхах і певних формах міграції. Це можуть бути водяні молекулярні чи колоїдні розчини, а також суспензії із твердих часток, що переміщуються як по поверхні, так і в середині геологічних тіл. На шляхах руху елементів у ландшафтах як при вертикальному, так і при бічному переміщенні зустрічається ряд механічних і геохімічних бар'єрів. При цьому міграційна здатність одних груп елементів може зменшуватися, а інших збільшуватися, що призводить до диференціації речовини. У процесі еволюції речовини (геологічного тіла) утворюються структурні елементи різного ступеня організації, різного рівня розвитку, величини стійкості, спрямованості і швидкості руху (зміни). Утворення визначених структурних різновидів залежить від великої кількості факторів. Основним транспортним агентом переміщення речовини в породах є вода. Рух води в породах відбувається досить складно. На стадії формування структурної системи вода переміщується як в однорідному середовищі під впливом, в основному, зовнішніх чинників. А в умовах структурованої геологічної системи рух води підпорядковується цій системі і переміщується, як правило, в місцях граничних зон структурних елементів під впливом зовнішніх чинників (рельєфу, хімічного складу, температури води і порід, мікробіоти, газових, електромагнітних і електричних потоків). У місцях, де рух води в межах визначеного рівня (утворених під дією ендогенних і екзогенних факторів) підсилюється іншими природними факторами (типом порід, рельєфом, рослинним і ґрунтовим покривом, вказаними фізичними і хімічними силами та ін.) утворюються, так звані, аномальні зони, чи зони швидкої міграції.

Як показують дані ряду досліджень [2-5], зони швидкої міграції розвинуті не тільки у верхніх шарах покривних відкладів, але й у глибоких горизонтах осадової товщі. За даними вивчення порових розчинів слабопроникних шарів в осадовій товщі Дніпровського артезіанського басейну А.Є. Бабинцем і Н.І. Радько [6] відзначено, що в ряді місць загальна мінералізація порових розчинів в одному і тому ж шарі різко зменшується, іноді в 10 разів і більше. Такі ділянки були названі зонами інтенсивного водообміну. Взаємозв'язок хімічного складу порових розчинів і швидкості фільтраційних потоків через водотривкі шари в районі Прип'ятського прогину відзначили у своїй роботі Н.П. Затенацька і Л.І. Матвєєва [7].

Детально це явище було досліджено А.О. Сухоребрим [8]. Вивчаючи порові розчини роздільних шарів і порівнюючи їх з хімічним складом пластових вод у районі Київської і Чернігівської областей А.А. Сухоребрий показав, що зміна мінералізації і хімічного складу порових розчинів у товщі палеогенових відкладів проявляється як по латералі, так і по глибині слабопроникного шару й обумовлено це особливостями вертикальної фільтрації. Так, для ділянок інтенсивного вертикального водообміну через палеогеновий слабопроникний шар мінералізація порових розчинів коливається в межах 0.3-1.5 г/л., а в місцях уповільненого вертикального водообміну вона збільшується до 2-5 г/л.

Результати та обговорення. Вивчення руху вологи в зоні аерації, а особливо тієї вологи, що просочується із поверхні (атмосферних опадів) через поверхневі відклади до першого від поверхні водоносного горизонту, існуючими методами є надзвичайно складною задачею. У зв'язку з цим було розроблено відносно простий метод оцінки інфільтраційного живлення грунтових вод за допомогою **хлорного індикатора**. Іони хлору практично не беруть участі в обмінних реакціях на відміну від різного типу барвників і радіоактивних ізотопів. Іони хлору рухаються в поровому просторі порід зони аерації практично із швидкістю вологи. А тому цей метод є одним із кращих для вивчення геофільтраційних процесів.

Перші роботи по вивченню модуля інфільтраційного живлення на полігоні "Лютіж" були проведені в 1996-1999 рр.[4]. Ці дослідження дали можливість встановити, що в западинній формі кількість води, яка інфільтрується на рівень водоносного горизонту, у 2-3 рази більша ніж на фонових ділянках.

В 2002-2003 рр. була повторно проведена робота з вивчення впливу аномальних зон на вологоперетік за допомогою хлорного індикатора. Оцінка проведена на рівні підрахунку запасу іонів хлору в зразках, відібраних із вертикального розрізу зони аерації в межах фонової ділянки, активної зони, пасивної зони і перехідної зони западинної форми. Результати даних досліджень показують (рис. 1), що кількість хлору через рік після його внесення в грунт (біля 16 г/см^2 на поверхню майданчика 24 м^2) в породах фонової ділянки в сумі на всю товщу опробування (площа опробування 4см^2) понад 140 мг на 100 г грунту, а в аномальній зоні тільки 47 мг. Відповідно, у пасивній зоні отримано 81 мг. і перехідній 52 мг. на 100 г ґрунту. Ці дані показують, що в аномальній зоні інфільтрація в 2003 р. перевищувала фонову, по меншій мірі, більше ніж у 3 рази.

Приймаючи до уваги специфічну будову западинних морфоскульптур як замкнених безстічних форм мікрорельєфу, можна прийняти, що всі опади, що потрапили в межі водозбірної площі, будуть розподілені у певній пропорції по елементах западинної форми у напрямок найнижчої частини западини (днища). Гідрологічними і гідрофізичними методами визначено [2], що в межах западин велика частина поверхневого стоку концентрується в западинній формі і інфільтрується в підземні води. Так, якщо на фонових ділянках кількість інфільтраційної води, що досягла водоносного горизонту (зафіксованої на сьогодні), коливається, в основному, в межах 100-250 мм/рік, то в западинних формах вона досягає, в середньому, величин 500-700 мм/рік, а в окремих випадках (при певних атмосферних умовах) – 1000 мм/рік.

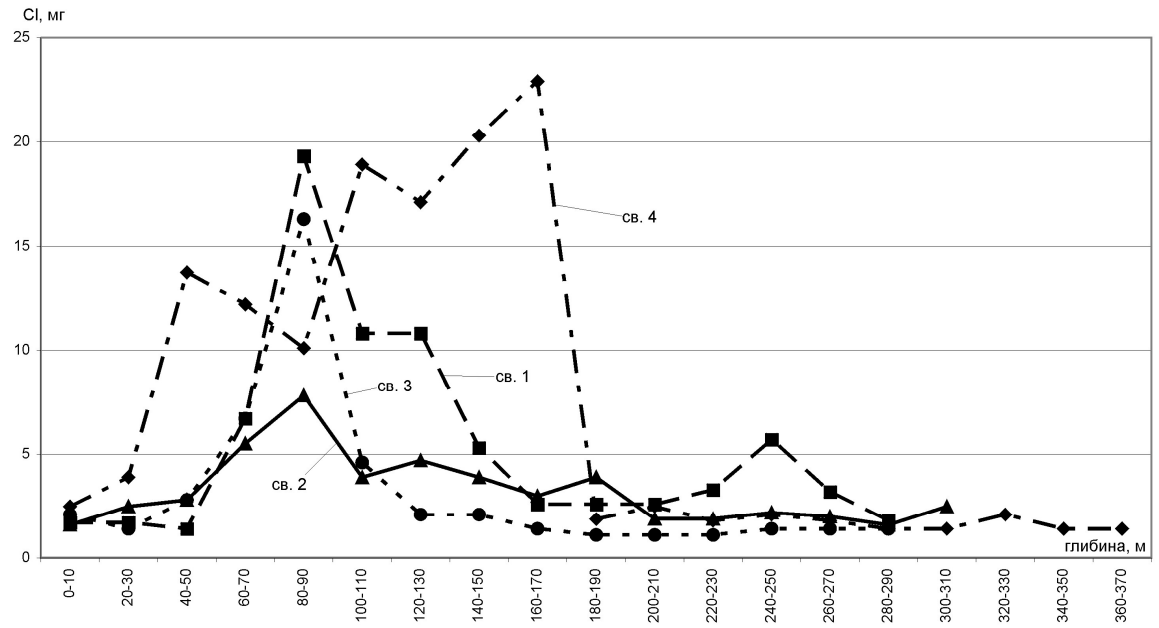

Рис. 1. Характер переміщення хлорного індикатора в породах зони аерації в межах аномальної (св. 2), пасивної (св. 1), перехідної (св. 3) і фонової (св. 4) зон западинної морфоскульптури полігону "Лютіж" за період 2003 р

Попередній розрахунок перетоку вологи (інфільтраційне живлення) за окремі терміни замірів всмоктуючих тисків на полігонах [2] Зони відчуження показує, що в аномальній зоні перетікання вологи може в 4-6 разів перевищувати значення на фоновій зоні. Такий характер міграції вологи в грунтах різних геологічних структур має великий вплив і на стан хімічного і механічного складу порід, а особливо на динаміку радіонуклідів.

Важливим показником аномально високого масообміну в мікрогеодинамічних зонах є більш інтенсивні геохімічні процеси (по відношенню до фону), які мають чітке відображення в хімічному і мінералогічному складі порід і підземних вод. У породах центральної частини западин часто простежується відсутність легкорозчинних мінералів, деградованість макро- і мікроструктури порід (особливо в палеокріогенних псевдоморфозах), а також вилуговування колоїдних плівок із елементарних часток. Мінералізація підземних вод в аномальних зонах у 3 і більше разів нижча від фонових (97, 253 мг/дм^3 у 2004р. і 104, 328 мг/дм^3 у 2005р.). Дослідження хімічного складу води першого від поверхні водоносного горизонту, які проводились з 2002 по 2004 рр., показують (рис.2, 3), що мінералізація води в центральній частині западини нижча ніж мінералізації фонових ділянок у 2-3 рази. Крім загальної мінералізації змінюється і концентрація окремих елементів (катіонів і аніонів). Найбільше значення у хімічному складі води мають аніони (HCO_3, SO_4, Cl), де їх концентрація сягає за 300 мг/дм^3. Менші концентрації належать катіонам, серед яких виділяється Ca, вміст якого у воді не перевищує 50 мг/дм^3. Основним агентом, який впливає на зменшення мінералізації води в аномальній зоні є підвищена інфільтрація поверхневих вод в центральній частині западини, яка у декілька разів більша ніж на фонових ділянках (із збільшенням опадів мінералізація води в западині зменшується).

Але крім рідкої фази через зони швидкої міграції переробляється і транспортується тверда фаза – твердий стік, кількість якого (за оцінкою різних дослідників) обчислюється тонами [9,10]. Найбільшою проблемою в цих дослідженнях є **причина** руйнації до рівня вільної міграції через зону аерації SiO_2 (піщаної фракції). Тому, крім катіонно-аніонного складу води, були проведені спеціальні аналізи по визначенню розчинного SiO_2 у аномальній і фоновій зонах. І результат був вражаючий – в аномальній зоні, де мінералізація води легкорозчинних елементів у кілька разів нижча фонової, концентрація SiO_2 вища (від 10% і більше при кількаразовій повторності). Цей факт наштовхує на думку, що в межах зон швидкої міграції діють процеси, які здатні трансформувати тверду фазу ґрунтів до стану їх вільного переміщення через зону аерації у підземні води.

Виходячи із наведених даних втрачає свою силу існуюча думка про те, що радіонукліди міцно фіксуються грунтово-рослинним шаром. Це не завжди також погоджується із реальною обстановкою на території Зони відчуження. Міграційні процеси у певних типах ландшафтів привели вже на сьогодні (з часу аварії на Чорнобильській АС) до значного заглиблення радіонуклідів у геологічне середовище (в різних місцях від десяти до сотні метрів) [11, 12].

Радіаційний стан екосистем визначається не тільки рівнем забруднення території, але і, в значній мірі, наявністю критичних ландшафтів з аномально високими міграційними зонами, які часто розвинені в западинних формах мікрорельєфу. Відомо, що водний режим ґрунтів є домінуючим у формуванні певної геохімічної обстановки, в переміщені речовини і енергії. З підвищеною міграцією водних потоків і радіонуклідів в зонах швидкої міграції відбувається і їх вертикальне заглиблення, яке обумовлене процесами іонного обміну, дифузії, переносу їх низхідними потоками води. Сприяє руху радіонуклідів і біота – рослини, ґрунтові тварини і мікроорганізми. Істотну роль у переміщені радіонуклідів грають щільність порід, pH, сума обмінних катіонів, кількість і склад органічних сполук, вологість, мінеральний, хімічний і фізико механічний склади грунтів і порід та ін. [13]. Крім того, великий вплив на вертикальний масообмін має порушення ґрунтів в зонах тектонічних і термодинамічних напружень.

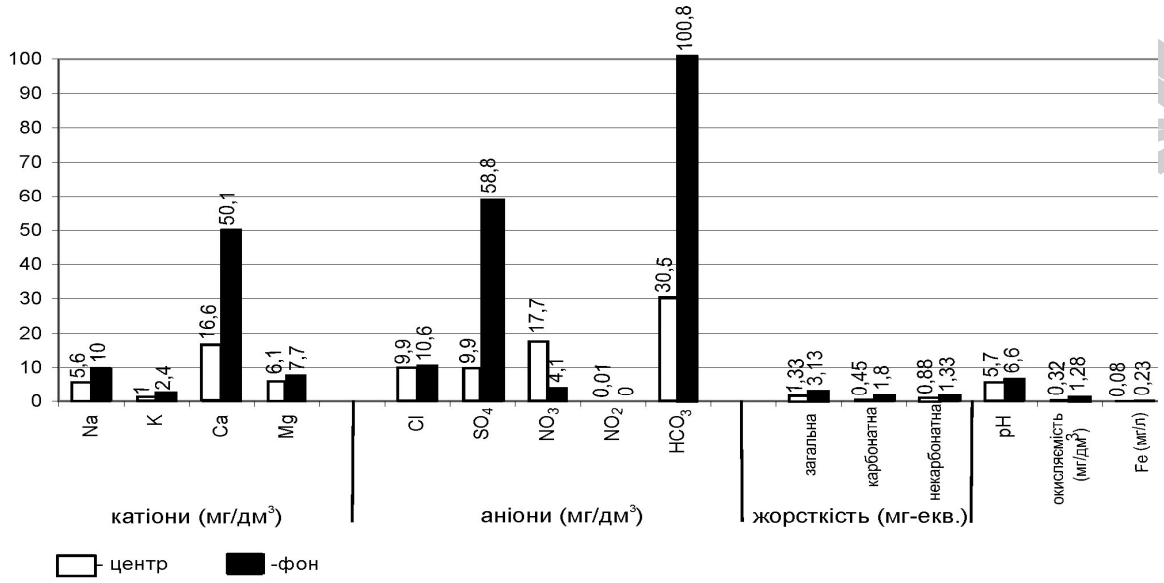

Рис. 2. Хімічний склад води першого від поверхні водоносного горизонту в аномальній (центр) і фоновій зонах западинної форми полігону "Лютіж" (станом на вересень 2002р.).

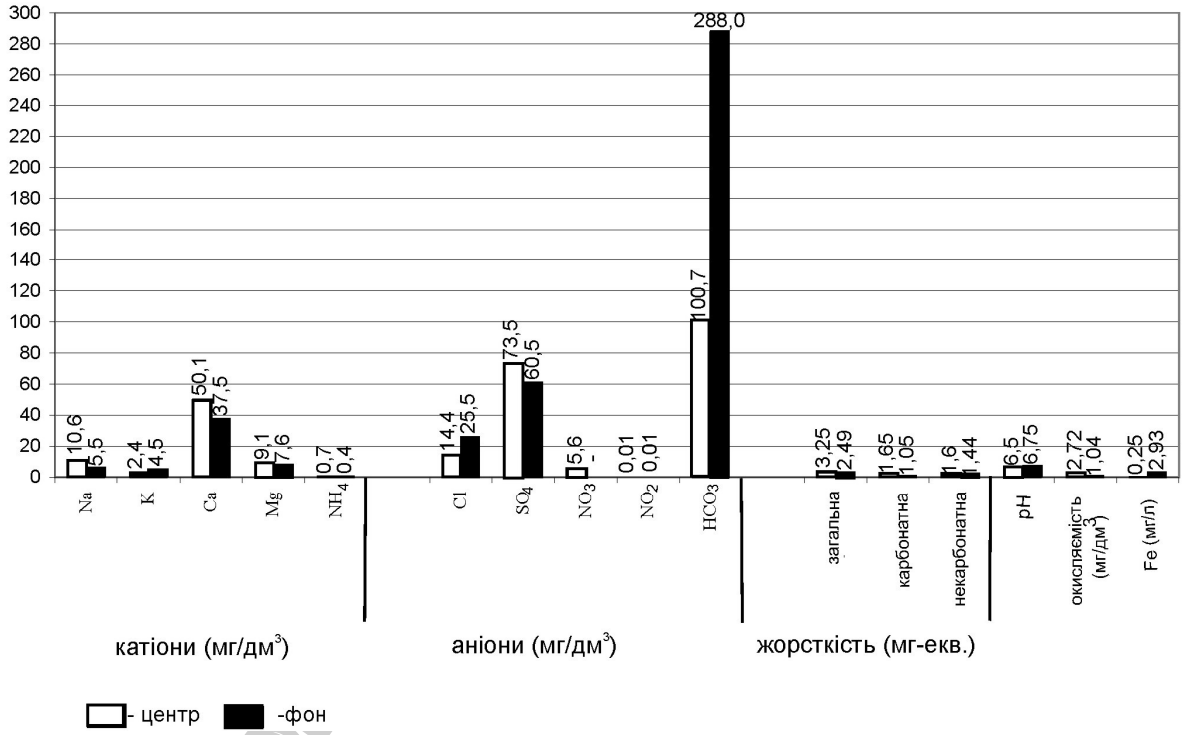

Рис. 3. Хімічний склад води першого від поверхні водоносного горизонту в аномальній (центр) і фоновій зонах западинної форми полігону "Лютіж" (станом на вересень 2004р.).

Аналіз даних особливостей переміщення радіонуклідів по денній поверхні показує, що величина забруднення ^{137}Cs поверхні западин в період їх накопичення в декілька разів (2-4) перевищує питомі активності на фонових ділянках (по даних аналізу всіх полігонів). Наявність в центральних частинах западин значної кількості глинистих і мулуватих частинок, органічних речовин і органо-мінеральних стягнень сприяє акумуляції цього радіонукліду. Більш важкий склад порід зони неповної аерації, що залягають нижче зони повної аерації, зменшує швидкість переміщення як для ^{90}Sr, так і для ^{137}Cs. Ці ділянки грають роль, в основному, механічного бар'єру. Крім механічної ролі в масообміні геологічного середовища в аномальних зонах діє низка на сьогодні відомих і маловідомих факторів. І матеріали дослідження особливостей міграції радіонуклідів в аномальній зоні і на фоновій ділянці полігону "Ст.Шепеличі" показують [2], що швидкість, кількість і глибина їх переміщення постійно змінюються. Спочатку йде стадія горизонтального змиву радіонуклідів з поверхні водозбірної площі і накопичення їх в центральній частині морфоскульптури. Потім, під впливом гідрохімічних умов пониженої форми, проходить їх перехід в розчинну форму і на наступній стадії, при збільшенні вологості ґрунту (в весняний період і під час сильних дощів), відбувається швидке переміщення радіоактивних елементів через зони швидкої міграції у ґрунтові води. Така схема міграції радіонуклідів має певну циклічність, яка

пов'язана з багатьма природними факторами, дослідження яких продовжується.

Данні особливостей міграції ^{90}Sr в западинах показують дещо відмінний від ^{137}Cs характер. Так, на глибині 10 см питома активність грунту по ^{137}Cs в западині полігону "Новошепеличі" складає 1630 Бк/кг, а по ^{90}Sr – 12250 Бк/кг. А на полігоні "Ст. Шепеличі" – відповідно 537 Бк/кг і 8228 Бк/кг. Ці дані ясно показують, що в западині ^{90}Sr більше ніж на порядок переміщається швидше за Cs^{137} (дані за 2000р).

Для отримання картини зміни ступеня забруднення радіонуклідами зони аерації (до глибини 1,5 м) з часом – за період 1994-2002рр. виконана оцінка зміни сумарної величини забруднення по розрізу за даний період (рис.4, 5). Отримана результуюча крива питомої активності показує встановлену зміну її у часі – періодичне накопичення радіонуклідів центральною частиною западини, а потім переміщення їх в нижні горизонти з поступовим зменшенням активності.

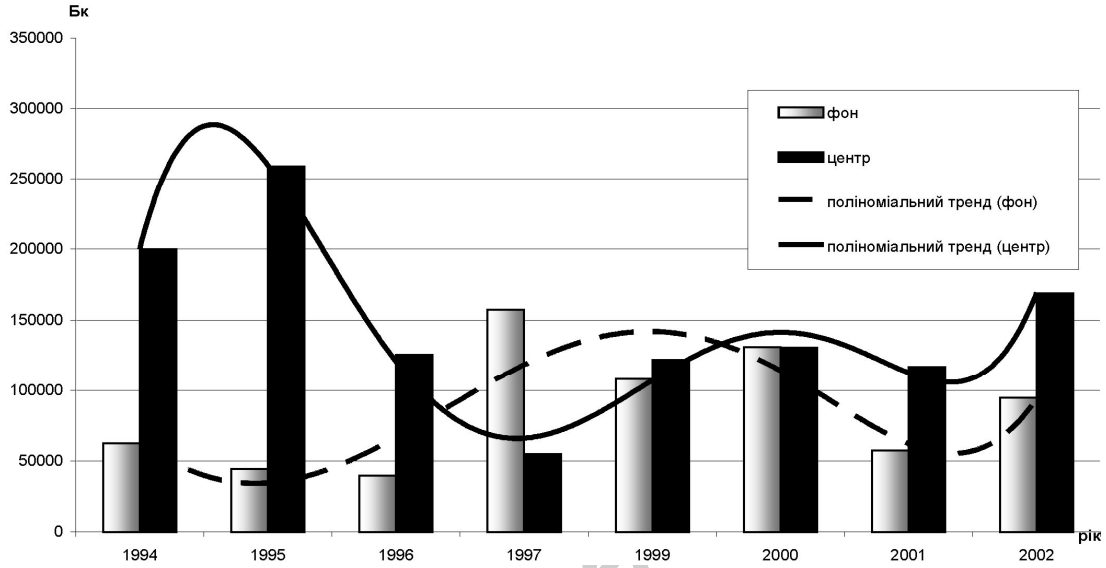

Рис. 4. Порівняльна оцінка зміни накопичення і вертикального переміщення ^{137}Cs в породах зони аерації аномальної (центр) і фонової ділянок полігону "Ст.Шепеличі" за період 1994-2002рр.

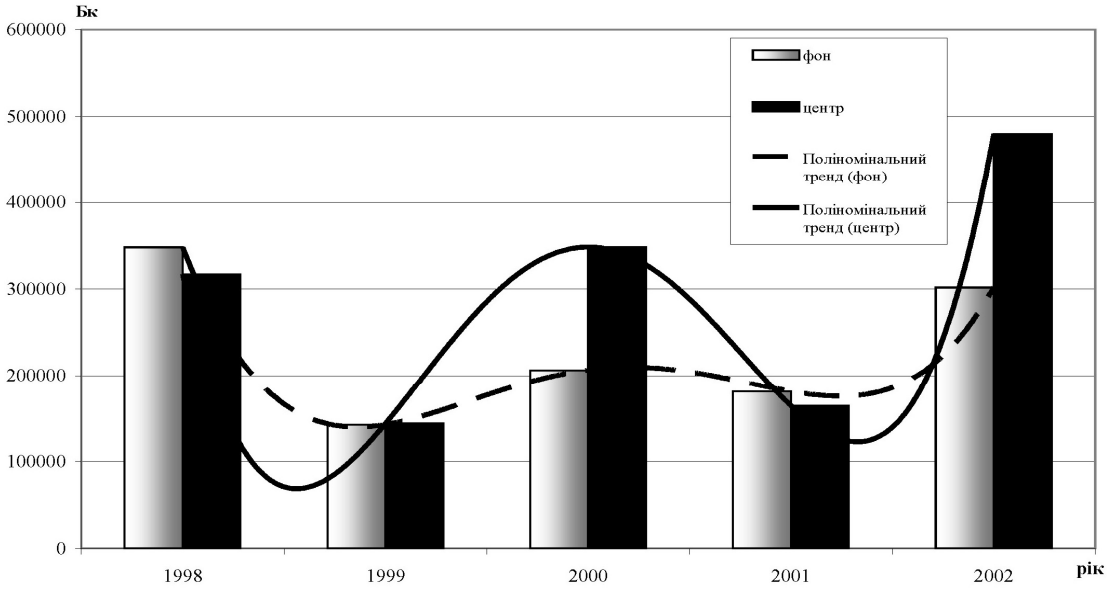

Рис. 5. Порівняльна оцінка зміни накопичення і вертикального переміщення ^{137}Cs в породах зони аерації аномальної (центр) і фонової ділянок полігону "Ст.Шепеличі" за період 1998-2002рр

Встановлено, що швидкість переміщення радіонуклідів в грунтах (особливо ^{90}Sr) має тісний зв'язок із опадами. Так, у западині полігону "Новошепеличі" ^{90}Sr у 2000 р. було на 80% менше, ніж на фоновій ділянці, а у 2001р навпаки – на 50% більше ніж на фоновій ділянці. Швидке переміщення цього радіонукліда було зафіксовано після інтенсивних дощів.

Висновки. В певних структурних елементах геологічного середовища, обумовлених взаємодією ендогенних 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 або знижується до нуля.

Наші дослідження у ЗВ свідчать про досить суттєвий внесок аномальних зон в переміщені радіонуклідів, які поступають у підземні води – до 60% від загальної кількості, що мігрують у геологічне середовище при 7 – 9% проекцій-

ній площі ділянок з аномальними зонами. Перетікання поверхневого стоку в западини призводить до переносу з водозбірної площі радіонуклідів, в основному, у нерозчиненій формі і зв'язаних (сорбованих) твердими (завислими) частками. Після поверхневого переміщення радіонукліди акумулюються ґрунтами днищ і за певних умов (підвищених вологості порід, кислотності розчинів, вмісту CO_2, геохімічних процесів та ін. чинників трансформуються із нерозчинного стану у розчинний) переміщуються в нижні горизонти. Величина і швидкість пересування радіонуклідів у зонах швидкої міграції у кілька разів вищі, ніж на фонових ділянках.

Важливим показником аномально високого масообміну в мікрогеодинамічних зонах є відносно високі геохімічні процеси, які мають чітке відображення в хімічному і мінералогічному складі порід і підземних водах. У породах центральної частини западин часто простежується відсутність легкорозчинних мінералів, деградованість макро- і мікроструктури порід (особливо в палеокріогенних псевдоморфозах), а також вилуговування колоїдних плівок із елементарних часток. Мінералізація підземних вод на цих ділянках в 3 і більше разів нижча від фонових, а концентрація розчиненого SiO_2, навпаки – вища в аномальній зоні.

Аналіз матеріалів досліджень геофізичними методами показує [2, 12], що інтенсивний водообмін в аномальних зонах може відбуватися і в глибинних водоносних горизонтах, а звідси і більш активне їх забруднення.

Актуальність даної проблеми виходить за рамки локальної території дослідження, вона є глобальною, так як мікроструктура геологічного середовища характерна практично для всіх територій, тільки з різною щільністю розміщення аномальних зон і геодинамічною їх активністю. Крім того, дослідження високодинамічних зон є актуальним не тільки для забруднених територій, але практично для всіх напрямків діяльності людини (будівництва, сільського господарства, проживання, тощо).

1. *Ситников А.Б.* Динамика воды в ненасыщенных и насыщенных грунтах зоны аэрации. Киев, "Наук. думка". 1978, 155 с. 2. *В.М.Буб лясь, В.М.Шестопалов.* Аномальные зоны и их роль в перераспределении радионуклидов из поверхности почв в подземные воды. Монография. Водообмен в гидрогеологических структурах и чернобыльская катастрофа. Часть 1, Распространение чернобыльских радионуклидов в гидрогеологических структурах. Киев, 2001, с. 251-356. 3. *Shestopalov V.M., Bublias V.N., Goudzenko V.V., Onyshchenko I.P., Borodavko I.P., & Bohuslavsky A.S.* Research into vertical radionuclide migration at the R&D Center of radioenvironmental studies on field test sites; National Academy of Sciences of Ukraine. 5-th International Conference on radioactive waste management and environment remediation. ICEM-95. V.2. Management of Low-Level Waste and Remediation of Contaminated Sites and Facilities. – Berlin, September 3-7, 1995, p.1347-1351. 4. В.*М.Шестопалов С.Т.Звольський, В.М.Бублясь, В.В.Кулик.* Визначення показників інфільтрації в гірських породах зони аерації за допомогою хлорного індикатора. // Доповіді Академії наук України, №9, Київ, 2002, с. 130-136. 5. *В.М. Шестопалов, В.М. Бублясь, М.Я. Якимчук, С.П. Левашов.* Про необхідність аналізу геодинамічних зон при виборі ділянок для захоронення радіоактивних відходів. // Геохімія та екологія. Зб. наук. праць, вип. ¾, Київ. 2001., с 37-49. 6. *Бабинец А.Е. Радько Н.И.* Особенности состава поровых растворов из осадочных пород различных геоструктурных районов УССР. // Материалы Всесоюз. конф. "Влияние поровых вод на физико-механические свойства пород". Киев: "Наук. думка". 1974, с 7-16. 7. Затенацькая Н.П. Поровые растворы глинистых пород. М., Изд. АН СССР, 1963, 141с. 8. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины. // Водообмен в естественных условиях. Под ред. *Шестопалова В.М.,* "Наук. думка". Киев., 1989, 285с. 9. Почвоведение. Под ред. И.С.Кауричева. М.: "Колос", 1982, С.4396. 10. *Заславский М.Н.* Эрозия почв. М., "Мысль",1979, С.245. 11. *Шестопалов В.М., Кашпаров В.А., Иванов Ю.А. Богдевич И.М.* Пути миграции "чернобыльских"" радионуклидов в наземных ландшафтах. //Сб.Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления. Киев, Чернобыльинтеринформ, 2001. С.96 – 117. 12. *V. Shestopalov, V. Bublias, A.Bohuslavsky.* Anomalous zones of radionuclide migration in geological environment. – In: Chernobyl Disaster and Groundwater. – A.A.Balkema Publisher, Lissie/Abingdon/Exton(Pa)/Tokyo, 2002. – P. 201-253. 13. *Пристер Б.С.*, Перепелятникова Л.В., Омельяненко Н.П. Вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов в агроландшафтах зоны аварии на Чернобыльской АЭС. Докл. АН Украины,1993,№1.с.163-170.

УДК 622.33:556.53 (477.62)

Т.О. Різник, пров. інж.,
Н.Г. Люта, канд. геол.-мінералог. наук,
І.В. Саніна, зав сект.

ОЦІНКА ВПЛИВУ ВУГІЛЬНИХ ПІДПРИЄМСТВ НА ЗМІНУ ПОКАЗНИКІВ РІЧКОВОГО СТОКУ ПО ТЕРИТОРІЇ ДОНБАСУ

Виконано аналіз умов формування підземного і поверхневого стоку по Донецькому регіону в межах річкових водозборів. Оцінено вплив скидів шахтних вод і промислово –комунальних скидів на гідрологічні показники по басейнах річок Самара, Сіверський Донець, Кальміус і Кринка із застосуванням ГІС – технологій.

Completed analysis of river flow forming conditions in highly loaded region within Donbas river basin. Shaft water dumping influence on quantitive factors of analysed territory's river flow forming estimated. Preliminary ecological estimation of this flow on Samara, Siverskiy Donets, Kalmius and Krinka rivers is given with using GIS.

Територія Донецького вугільного басейну є типовим регіоном інтенсивного впливу антропогенних чинників на гідрологічний режим річок. Загальна площа басейну становить 15 тис. км^2, основне техногенне навантаження на довкілля має досить нерівномірний характер і зосереджено на площі до 10 тис.км^2. Тривала діяльність майже 500 потужних вугледобувних і переробних підприємств, десятків коксохімічних та металообробних заводів вкрай негативно позначилась на якості поверхневих вод та режимі більшості річок Донбасу.

У складних геолого-гідрогеологічних умовах басейну перші спроби виконання регіональних оцінок впливу розробок вугільних родовищ на водний баланс регіону були зроблені Бесєдою М.І. (1994, 2000 рр.), зважаючи на досвід організації централізованих скидів шахтних вод і дані державних водпостів та водпостів на водотоках у районах введення нових шахт (з короткими рядами спостережень). Авторські розрахунки стану освоєння водних ресурсів на окремих балансових ділянках не вдовольняли вимоги коректності характеристик 50 і 95 % забезпеченості стоку річок.

З метою забезпечення виконання плану першочергових заходів з поліпшення екологічного стану вуглевидобувних регіонів України на 2003-2004 рр. виконано оцінку джерел навантаження на екосистему Донбасу, зокрема на гідроекосистему річок, з кількісною оцінкою ступеня негативного впливу різних техногенних чинників, у тому числі шахтних вод, на довкілля. Використовуючи табличні дані ВАТ "ДОНДІПРОШАХТ" щодо скидів шахтних вод (станом на 2003 р.) в УкрДГРІ виконано оцінку впливу вугільних підприємств на малі річки Донбасу [1, 2].

При сучасному обсязі розробки вугілля в басейні 86,5 млн т вугілля на рік (станом на 2004 р.) зі 187 діючих та з 57 закритих шахт відкачується до 87 тис.м3/год. (24,2 м^3/с) шахтних вод з підвищеною мінералізацією. У порівнянні з 1990 роком, коли обсяги видобутку були значно більшими (124 млн. т вугілля) об'ємами скидів шахтних вод складали 25,8 м^3/с, тобто зме-

© Т.О. Різник, Н.Г. Люта, І.В. Саніна, 2006