

В. К. Кириченко, В. О. Кашпаров

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
Національного університету біоресурсів і природокористування України, смт. Чабани

ОЦІНКА РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ХВОСТОСХОВИЩ ПРИДНІПРОВСЬКОГО ХІМІЧНОГО ЗАВОДУ

Проведено аналіз впливу хвостосховищ уранового виробництва Придніпровського хімічного заводу на забруднення сільськогосподарської продукції важкими природними радіонуклідами (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) на прилеглих територіях сільськогосподарського призначення. Обраховано додаткове дозове навантаження на населення, яке проживає в зоні впливу хвостосховищ.

Ключові слова: важкі природні радіонукліди, хвостосховища, забруднення земель, забруднення продуктів харчування.

Вступ

На ВО "Придніпровський хімічний завод" (ПХЗ), яке розташоване в Дніпродзержинську протягом 1949 - 1990 рр. в здійснювалася переробка уранової руди. За роки роботи було утворено 9 хвостосховищ загальною площею 2,68 млн m^2 , у яких накопичено біля 42 млн т радіоактивних відходів загальною активністю $3,14 \cdot 10^{15}$ Бк [1].

У 1991 р. виробництво урану на заводі було зупинено. Однак уранові об'єкти заводу не виведено з експлуатації і не приведено в екологічно

безпечний стан відповідно до законодавчих вимог щодо перепрофілювання колишніх уранових підприємств. Значному ризику піддається населення, яке проживає і працює на зазначеній території, оскільки існує практично вільний доступ на територію хвостосховищ та інших об'єктів заводу, забруднених радіонуклідами. Як видно з рисунка, хвостосховища (виділено чорним кольором) розміщені безпосередньо в межах Дніпродзержинська та поблизу населеного пункту Карнаухівка. У табл. 1 наведено основні показники хвостосховищ ПХЗ [1].



Розташування хвостосховищ ПХЗ (виділено чорним кольором).

© В. К. Кириченко, В. О. Кашпаров, 2012

Таблиця 1. Характеристика хвостосховищ ПХЗ [1]

| № | Назва хвостосховища | Період експлуатації | Площа, га | Маса відходів, млн т | Об'єм відходів, млн м ³ | Загальна активність, ТБк |
|---|---------------------------|---------------------|-----------|----------------------|------------------------------------|--------------------------|
| 1 | Західне | 1949 - 1954 | 4 | 0,77 | 0,35 | 180 |
| 2 | Центральний Яр | 1950 - 1954 | 2,4 | 0,22 | 0,10 | 104 |
| 3 | Південно-східне | 1956 - 1990 | 3,6 | 0,33 | 0,15 | 67 |
| 4 | Дніпровське | 1954 - 1968 | 73 | 12 | 5,9 | 1400 |
| 5 | № 602 (Лантанова фракція) | 1965 - 1988 | 0,06 | 0,007 | --- | 0,86 |
| 6 | Доменна піч № 6 | 1962 - 1982 | 0,2 | 0,04 | --- | 1,3 |
| 7 | База «С» | 1960 - 1991 | 25 | 0,3 | 0,15 | 440 |
| 8 | Сухачівське, секція 1 | 1968 - 1983 | 90 | 19 | 8,6 | 710 |
| 9 | Сухачівське, секція 2 | 1983 | 70 | 5,6 | 2,8 | 270 |

Хвостосховище "Західне" розташоване в західному секторі проммайданчика колишнього ВО «ПХЗ» у відпрацьованому глиняному кар'єрі. Частина поверхні хвостосховища, що прилягає до технологічних будинків колишнього виробництва і гаражів перекрита асфальтом. Протягом 2000 р. хвостосховище було вкрито суглинком, щебенем, родючим шаром ґрунту, а також було споруджено підпірну стінку та водозбірні лотки. Проте після дощових злив, що мали місце на території розташування хвостосховища протягом 2002 - 2004 рр., на межі поверхні та схилу хвостосховища сформувалися розмиви і зсуви ґрунту. Протягом 2005 р. хвостосховище було додатково перекрито глиняним ґрунтом, а схили закріплено геотехнічною пластиковою захисною решіткою для утримання ґрунтового покриття; було відремонтовано дренажну систему, а поверхню хвостосховища було покрито ґрунтом та засіяно технічними травами.

Хвостосховище "Центральний Яр" розміщено в центральній частині південної ділянки проммайданчика колишнього ПХЗ. Воно було сформовано в яру, який було перегороджено дамбою без спеціальних захисних бар'єрів. Територія хвостосховища розділена технічною заасфальтованою автодорогою. Поверхню хвостосховища було покрито будівельним сміттям і місцевим ґрунтом, а також посаджено дерева. На сьогодні поверхня покрита змішаним (переважно листяним) лісом (акація, каштани, китайський ясень, сосни). З одного боку, густий рослинний покрив хвостосховища мінімізує підйом пилу з його поверхні, а з іншого – коренева система дерев перетинає тіло хвостосховища, що сприяє руйнуванню покриття і збільшенню ризиків еманції радону. На більшій частині поверхні хвостосховища потужність експозиційної дози (ПЕД) гамма-випромінювання переважно 30 - 60 мкР/год, максимальне значення – 150 мкР/год.

Хвостосховище "Південно-східне" розташо-

ване у південно-східному секторі території проммайданчика. У ньому складавались промислові відходи, шлаки, залишки гідрометалургійної обробки розмелених уранових руд, металобрухт і будівельне сміття. Поверхня хвостосховища частково спланована і до недавнього часу була вкрита відходами азотного виробництва у вигляді розсипаних мішків із речовиною білого кольору, які нещодавно були засипані у найближчій депресії рельєфу і прикриті ґрунтом.

ПЕД гамма-випромінювання у межах території коливається від 50 до 500 мкР/год, а на окремих, не вкритих покрівельним шаром локальних ділянках хвостосховища, яких виявлено до 20, визначалися максимальні рівні ПЕД – 3600 мкР/год. Хвостосховище не має огорожі.

Хвостосховище "Дніпровське" розташоване за межами проммайданчика на терасі р. Дніпро. Воно створювалося поступово шляхом наміву пульпи і заповнення карт залишками перемелених руд після азотнокислої гідрометалургійної обробки. Дамби збудовано із суглинково-супіщаних ґрунтів і відходів коксохімзаводу, протифільтраційні бар'єри відсутні. Поверхню хвостосховища протягом 1976 - 1989 рр. перекрили фосфогіпсами шаром від 0,5 до 13 м. Північно-західна частина території хвостосховища законсервована вуглистими шлаками – відходами коксохімічного та металургійного виробництва. На покритих фосфогіпсом поверхнях хвостосховища ПЕД гамма-випромінювання в середньому 20 - 30 мкР/год із максимальним рівнем у 60 мкР/год із щільністю потоку радону 1,3 - 2,6 Бк/(м²/с).

У 2001 р. за рахунок резервного фонду Кабінету Міністрів України згідно з проектом ДП "УкрНДПРІпромтехнології" було закрито відкриті ділянки поверхні, споруджено огорожу хвостосховища; укріплено дамбу, що відокремлює тіло хвостосховища від русла р. Коноплянка. На сьогодні хвостосховище огорожено, має постійний пост охорони.

Хвостосховище "Лантанова фракція" – це бетонна ємність розміром 22×30 м, глибиною 6 м. Воно розташоване на території першої секції хвостосховища "Сухачівське".

Хвостосховище "Сухачівське" – єдине хвостосховище з екранованим дном, на відміну від інших. Протягом часу свого функціонування заповнювалося відходами уранового виробництва за допомогою пульпопроводу.

Сховище "База "С" – колишній склад уранової сировини. На території бази знаходиться 150 тис. т твердих відходів уранового виробництва у вигляді напівзруйнованих конструкцій, бункерів уранової сировини, забруднених залізничних шляхів, ґрунту. Сховище не законсервоване. Тут також було зосереджено значну кількість залишків уранової руди. До 2004 р. рівні ПЕД гамма-випромінювання на його поверхні становили від 60 до 10800 мкР/год, щільність потоку радону від 1 до 20 Бк/(м² · с). У 2006 - 2007 рр. було частково виконано роботи по дезактивації та рекультиваци північної частини території сховища. Частину руди було вивезено на ДП "СхідГЗК" у м. Жовті Води, забруднені ділянки було покрито місцевим ґрунтом. Рівні поверхневого забруднення на рекультивованих ділянках суттєво знизилися.

Сховище "Доменна піч № 6" було збудовано у вигляді траншеї розміром $30 \times 200 \times 2,5$ м у 1982 р. і розташовано на території сховища "База "С". Тут захоронені демонтовані конструкції домни № 6 Дніпровського металургійного комбінату. ПЕД на поверхні сховища 20 - 30 мкР/год. Щільність потоку радону з поверхні сховища є низькою – 0,02 - 0,05 Бк/(м²/с) [2].

Найбільшу небезпеку становлять хвостосховища "Сухачівське", "Дніпровське" та "База "С" через відсутність належного покрівельного шару, що спричиняє еманацию радону та вітровий перенос пилових часток, які містять радіонукліди.

Для того щоб дати оцінку радіоекологічній безпеці хвостосховищ ПХЗ, необхідно розглянути шляхи надходження радіонуклідів з хвостосховищ до навколишнього середовища. Радіонукліди можуть потрапляти до навколишнього середовища за рахунок таких процесів: вітровий перенос радіоактивного пилу, еманация радону та надходження радіонуклідів до ґрунтових та підземних вод із дощовою вологою.

Важкі природні радіонукліди (ВПРН) надходять до рослин двома основними шляхами: через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження) і через надземні органи (позакореневе надходження):

аеральне забруднення – поверхневе забруднення рослин ВПРН в складі радіоактивних

аерозолів, що утворюються в результаті вітрового переносу радону та радіонуклідів у складі частинок пилу (ресуспензії) в природних умовах та при техногенній дії на ґрунт;

забруднення радіонуклідами рослин за рахунок поливу їх водою, що містить ВПРН;

забруднення радіонуклідами рослин за рахунок розбризкування ґрунту, який містить ВПРН, краплинами дощу.

Радіоактивне забруднення рослин є головним джерелом надходження радіонуклідів до організму сільськогосподарських тварин, іншим джерелом є забруднена радіонуклідами вода відкритих водойм. Нарешті, радіонукліди можуть потрапляти до організму людини разом з їжею тваринного і рослинного походження та з водою.

Кореневе забруднення рослин

Мірою нагромадження ВПРН у рослинах є коефіцієнт накопичення радіонукліда рослинами (K_H) – це співвідношення між його кількістю (питомою активністю) в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту:

$$K_H = \frac{A_p}{A_g}, \quad (1)$$

де A_p – питома активність рослин (для сухого стану або природної вологості), Бк/кг; A_g – питома активність 20-сантиметрового шару ґрунту, Бк/кг.

ВПРН (²³²Th, ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po) характеризуються відносно низькою інтенсивністю переходу з ґрунту в рослини. При цьому K_H для торію і полонію на порядок величини нижче порівняно з ураном, радієм та свинцем. На біологічну доступність ²³⁸U і ²³²Th найбільш виражений вплив має величина кислотності ґрунтового розчину (рН) і в меншій мірі структура ґрунту. K_H ²²⁶Ra найбільш сильно залежить від ємності поглинутих основ. Експериментальні дані щодо переходу в рослини ²¹⁰Pb і ²¹⁰Po досить обмежені, що не дозволяє достовірно встановити вплив на їхню мобільність властивостей ґрунту. Інтенсивність кореневого надходження ВПРН у різні види рослин змінюється в межах 10 - 100 разів, при цьому на різних типах ґрунтів в однакові види рослин – до 10 разів [3]. За останні роки під егідою МАГАТЕ була проведена робота по уточненню K_H у найважливіших продуктах харчування населення [4 - 6]. Це дало можливість при здійсненні розрахунків враховувати ґрунтові характеристики та прогнозувати забруднення ВПРН основних сільськогосподарських культур у конкретних ґрунтово-кліматичних умовах [7].

Типовими ґрунтами для даної місцевості є чорноземи звичайні малогумусні [8]. Середня питома активність ^{238}U та ^{232}Th для орного шару ґрунту по Дніпропетровській області становить 16 і 37 Бк/кг відповідно [9 - 11].

У табл. 2 наведено консервативні оцінки питомої активності ВПРН у продукції рослинництва (A_p), одержані на основі середнього вмісту

ВПРН у чорноземах звичайних малогумусних і максимальних K_d в рослині [7]. Із наведених результатів можна зробити висновок, що питома активність ВПРН за рахунок кореневого надходження може досягати одиниць (Бк/кг) на суху масу рослин, що не суперечить середнім по світу значенням вмісту ВПРН в основних компонентах раціону харчування людини [12].

Таблиця 2. Питома активність ВПРН у сільськогосподарській продукції, отриманої на чорноземах, що обумовлена кореневим надходженням радіонуклідів, Бк/кг (для сухої маси)

| Радіонуклід | Листові овочі | Коренеплоди | Інші овочі | Зерно | Трави природні |
|-------------------|---------------|-------------|------------|-------|----------------|
| ^{238}U | 0,2 | 0,25 | 0,08 | 0,03 | 1,5 |
| ^{232}Th | 0,07 | 0,01 | 0,01 | 0,001 | 4 |
| ^{226}Ra | 1 | 0,04 | 0,1 | 0,02 | 0,3 |
| ^{210}Po | 0,02 | 0,1 | 0,02 | 0,05 | 3,6 |
| ^{210}Pb | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 2,8 |

Слід відзначити, що консервативні оцінки питомої активності ВПРН у рослинності вираховано для природних умов надходження радіонуклідів без урахування впливу хвостосховищ ПХЗ. Вклад хвостосховищ у кореневе радіоактивне забруднення рослин може проявитися тільки за рахунок збільшення вмісту ВПРН у ґрунті в результаті їхнього вітрового переносу з проммай-данчика ПХЗ.

Виходячи з отриманих моніторингових результатів середньорічної щільності випадінь радіоактивного аерозолу на поверхню ґрунту (A_p) за 2006 - 2008 рр. [13], яка становить для ^{238}U і ^{226}Ra від 0,03 до 0,44 мкБк/(м²·с); для ^{210}Pb від 0,96 до 2,7 мкБк/(м²·с), можна зробити консервативну оцінку збільшення вмісту ВПРН у ґрунті сільськогосподарських угідь. Якщо навіть взяти максимальну щільність випадінь ^{238}U на самих хвостосховищах, що становить 14 Бк/м² за рік, то при об'ємній масі чорнозему близько 1500 кг/м³ ми отримаємо щорічне збільшення питомої активності у 20-сантиметровому шарі ґрунту на рівні 0,05 Бк/кг на рік. Це відповідає 0,3 % від природного вмісту ^{238}U у чорноземах Дніпропетровської області (16 Бк/кг). Слід також відзначити, що щільність випадінь радіоактивного аерозолу на поверхню ґрунту зменшується обернено пропорційно відстані від джерела розпилювання [14]. Як наслідок, за межами ПХЗ на відстані більше 100 м від хвостосховищ щільність випадінь радіоактивного аерозолу буде більш ніж на порядок величини меншою й дорівнювати фоновому значенню для ^{238}U та ^{226}Ra в 1 Бк/(м²·рік), що призведе до збільшення питомої активності радіонуклідів в орному шарі ґрунту менш ніж на 0,003 Бк/(кг·рік).

Таким чином, на основі визначених оцінок можна зробити висновок, що хвостосховища

ПХЗ не мають за його межами якого-небудь значного впливу на збільшення природного вмісту ВПРН в орному шарі поблизу розташованих ґрунтів сільськогосподарського призначення (менше 0,01 % за рік), а також, як наслідок, і на кореневе забруднення сільськогосподарських рослин і продукції тваринництва.

Аеральне забруднення рослин

За рахунок вітрового переносу радону і вторинного вітрового переносу часточок ґрунту (ресуспензії) відбувається забруднення ВПРН наземних частин рослин. Середній період напівочищення $T_{1/2}$ рослин від такого типу нерозчинного забруднення становить $T_{1/2} = 10 - 20$ діб і сильно залежить від метеорологічних умов (опадів, швидкості вітру тощо), ступеня біологічної доступності радіонуклідів, а також здатності наземної частини рослин до утримання аерозольних частинок [15, 16]. Кількість радіонуклідів, що утримується наземною частиною рослин, характеризується коефіцієнтом початкового утримання (a) – відношенням щільності радіоактивного забруднення наземної маси рослин (радіоактивність надземної маси з одиниці площі посіву чи травостою) до щільності радіоактивних випадінь (радіоактивність, що випадає на одиницю площі посіву чи травостою). Зазвичай величина коефіцієнта початкового утримання нерозчинних радіоактивних аерозолів природними травами в період максимального розвитку їхньої надземної фітомаси становить $a = 0,1 \div 0,3$ і сильно варіює залежно від фізико-хімічних властивостей радіоактивного аерозолу для різних видів рослин, урожайності і фази вегетації (надземна поверхня рослин та її здатність до утримання дрібнодисперсних частинок) [9, 16, 17].

Щільність випадінь радіоактивного аерозолу

на поверхню ґрунту $A_{\text{п}}$ обернено пропорційна відстані від лінійного джерела і на віддалі 100 - 200 м від нього і при швидкості вітру до 5 м/с зменшується більш ніж на 2 порядки величини [14], досягаючи фоновому рівня. Таким чином, питому активність ВПРН у надземній частині рослин $A_{\text{р}}$, Бк/кг можна оцінити як

$$A_{\text{р}} = \frac{a \cdot A_{\text{п}} \cdot T_{\text{р}1/2}}{y \cdot \ln(2)}, \quad (2)$$

де y – урожайність надземної частини рослин, кг/м².

Виходячи з цього, при щільності випадінь ²³⁸U та ²²⁶Ra на поверхню ґрунту $A_{\text{п}} = 0,03$ мкБк/(м²·с) на відстані 100 - 200 м від хвостосховищ, коефіцієнти початкового утримання $a = 0,3$, періоді напівочищення $T_{\text{р}1/2} = 20$ діб та максимальній урожайності – $0,3$ кг/м² отримаємо питому активність ²³⁸U та ²²⁶Ra сухої надземної маси рослин $A_{\text{р}} = 0,075$ Бк/кг. Для ²¹⁰Po і ²¹⁰Pb (продуктів розпаду ²²²Rn) забруднення рослин за рахунок аерального (поверхневого) забруднення буде на порядок вища. Отримана консервативна оцінка, нижча за значення фоновому кореневого забруднення ВПРН рослин (див. табл. 2), і являє інтерес тільки для визначення забруднення природних трав при прогнозуванні впливу хвостосховищ на забруднення тваринницької продукції. У безпосередній близькості до хвостосховищ аеральне забруднення може бути співставлене з кореневим забрудненням (див. табл. 2). Їстівні частини рослин, як коренеплоди, зерно тощо, знаходяться в ґрунті або захищені неїстівними частинами рослин, тому для них вклад аерального забруднення ВПРН буде дуже незначним. Слід також відзначити, що при первинній кулінарній обробці (промивці, знятті шкірки тощо) аерально забруднених рослин нерозчинними формами ВПРН їхній перехід у продукти харчування зменшується до 10 разів [18]. Таким чином, вплив хвостосховищ на аеральне радіоактивне забруднення ВПРН їстівних частин сільськогосподарських культур є нижчим фоновому рівня, тобто ним можна практично знехтувати на відстані більше 100 - 200 м від межі ПХЗ.

Радіоактивне забруднення сільськогосподарських культур за рахунок зрошення водою, що містить ВПРН

Підвищений вміст ВПРН у ґрунтових і поверхневих водах у випадку їхнього використання для зрошення може призвести до збільшення радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції. У зрошувальному землеробстві існує велика кількість способів зрошення сільськогосподарських культур: дощування, по борознах, по пологах, затоплення по чеках, крапельне, підґрунтове та ін. Найбільше забруднення ВПРН сільськогосподарських культур може відбуватися при дощуванні. У цьому випадку накопичення урану рослинами на порядок величини буде вищим порівняно з іншими способами зрошення [19].

Результати моніторингових робіт показали [13], що вміст ізотопів урану у водах р. Коноплянка майже на порядок вищий, ніж у водах р. Дніпро. При цьому вміст ²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb в р. Коноплянка в середньому в 2 рази збільшується вниз за течією, досягаючи максимуму в районі греблі седиментаційного відстійника. Питому активність води у цьому місці по ²³⁸U в середньому становить $0,23 \pm 0,05$ Бк/л, по ²³⁴U – $0,20 \pm 0,05$ Бк/л. Вміст ²²⁶Ra та ²¹⁰Pb у воді р. Коноплянка приблизно в 2 рази вищий порівняно з їхнім вмістом у воді р. Дніпро. У середньому вміст ²²⁶Ra і ²¹⁰Pb у воді р. Коноплянка $0,017 \pm 0,008$ Бк/л. При існуючих рівнях вмісту ВПРН у поверхневих водах не буде спостерігатися значимого збільшення радіоактивного забруднення продукції рослинництва за рахунок її зрошення цими водами порівняно з існуючим фоновим кореневим забрудненням (див. табл. 2) [19].

Забруднення продукції тваринництва

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмі тварин є коефіцієнт переходу ($K_{\text{п}}$) – це співвідношення кількості радіонукліда в одиниці маси сільськогосподарської продукції (Бк/кг(л) до його добового надходження (раціоні) (Бк/доба).

У табл. 3 наведено значення $K_{\text{п}}$ деяких ВПРН в молоко і м'ясо великої рогатої худоби та птиці.

Таблиця 3. Інтегровані $K_{\text{п}}$ елементів у найважливіших продуктах харчування населення тваринного походження [5, 7]

| Радіонуклід | Яловичина | Молоко | Птиця | Яйця |
|-------------------|-------------------|---------------------------|-------------------|-------------------|
| ²³⁸ U | $3 \cdot 10^{-4}$ | $4 - 18 \cdot 10^{-4}$ | 1 | 1 |
| ²³² Th | $4 \cdot 10^{-5}$ | $5 \cdot 10^{-6}$ | $6 \cdot 10^{-3}$ | $5 \cdot 10^{-4}$ |
| ²²⁶ Ra | $9 \cdot 10^{-4}$ | $3,8 - 13 \cdot 10^{-4}$ | 0,03 | $4 \cdot 10^{-3}$ |
| ²¹⁰ Po | $5 \cdot 10^{-3}$ | $2,1 - 3,4 \cdot 10^{-4}$ | 2,3 | $4 \cdot 10^{-3}$ |
| ²¹⁰ Pb | $4 \cdot 10^{-4}$ | $1,9 - 2,6 \cdot 10^{-4}$ | 0,8 | $4 \cdot 10^{-3}$ |

Уточнені значення параметрів переходу ВПРН у продукцію тваринництва, отримані за останні роки [7, 20], принципово не відрізняються від більш ранніх оцінок [5], проте наводяться вже не тільки для K_p , але й для концентраційного відношення (CR - concentration ratios) – співвідношення активності радіонукліда в одиниці маси (сільськогосподарської продукції) (Бк/кг(л)) та в одиниці маси сухого раціону (Бк/кг) (маса сухого раціону 16,1 кг/доба для дійних корів і 7,7 кг/доба для м'ясної худоби). Це значно спрощує оцінки. Так, CR у молоко корів для урану становить 0,005, а для свинцю і полонію – 0,024 [7, 21]. При найбільш консервативних оцінках для раціонів, що складаються із трав природних кормових угідь при їхньому кореневому (див. табл. 2) і аеральному забрудненні природними радіонуклідами, а також вживанні поверхневих вод р. Коноплянка тваринами питома активність ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Po і ^{210}Pb в молоці корів не буде перевищувати 0,008, 0,012, 0,08 та 0,07 Бк/л відповідно. Це узгоджується із середньосвітовими значеннями вмісту ВПРН у молоці: ^{238}U – 0,001 Бк/л, ^{226}Ra – 0,005 Бк/л, ^{210}Po – 0,04 Бк/л і ^{210}Pb – 0,06 мБк/л [12].

Експериментальне вимірювання забруднення сільськогосподарської продукції ВПРН у межах впливу хвостосховищ

У 2009 р. в рамках НДР УкрНДІСГР НУБІП України було здійснено відбір проб ґрунтів і рослин на експериментальних майданчиках, розташованих у зонах безпосереднього впливу хвостосховищ ПХЗ [22]. На сільгоспугіддях проби ґрунту відбиралися за допомогою бура діаметром 37 мм методом «конверта», тобто в п'яти точках (кути і центр квадрата зі стороною 10 м) на глибину до 20 см. Остаточна проба складалася з п'яти добре перемішаних між собою зразків, просіяних через сито 1 мм та із задалегідь видаленою рослинністю. Після цього із проб відбиралися наважки для вимірювання активності. Проби рослин відбиралися на ділянках, що і проби ґрунтів. З кожної присадибної ділянки та городу відбиралася одна проба ґрунту і рослин. Вимірювання проводилися на гамма-спектрометрі ADCAM-300, з напівпровідниковим детектором із високочистого германію GEM-30185 (EG&G ORTEC, США).

Таблиця 4. Вміст ВПРН у рослинах на експериментальних майданчиках

| Назва майданчика | Рослина | Питома активність радіонуклідів, Бк/кг | | | | | |
|---|---------------|--|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|
| | | ^{210}Pb | ^{214}Pb | ^{214}Bi | ^{226}Ra | ^{232}Th | ^{238}U |
| Баглайський кар'єр біля р. Коноплянка (городи с. Карнаухівка) | Картопля | $<4 \cdot 10^{-4}$ | $<0,04$ | $<0,04$ | $<0,04$ | $<0,05$ | $<0,03$ |
| Баглайський кар'єр у поймі р. Коноплянка близько до межі ПХЗ (городи с. Карнаухівка) | Картопля | $<2 \cdot 10^{-4}$ | $<0,007$ | $<0,012$ | $<0,01$ | $<0,01$ | $<0,02$ |
| Присадибна ділянка мешканця с. Таромське. Протягом останніх років у колодязній воді на цій ділянці вміст урану був до 1 Бк/л і вище | Картопля | $<2 \cdot 10^{-4}$ | $<0,007$ | $<0,012$ | $<0,01$ | $<0,01$ | $<0,02$ |
| | Буряк | $<3 \cdot 10^{-4}$ | $<0,008$ | $<0,02$ | $<0,02$ | $<0,02$ | $<0,01$ |
| | Морква | $<2 \cdot 10^{-4}$ | $<0,02$ | $<0,02$ | $<0,02$ | $<0,02$ | $<0,01$ |
| Майданчик розташовано на полі, що прилягає до хвостосховища "Сухачівське" | Ячмінь | $<5 \cdot 10^{-4}$ | $<0,02$ | $<0,03$ | $<0,03$ | $0,05 \pm 0,01$ | $<0,02$ |
| Майданчик розташовано на полі, що прилягає до хвостосховища "База "С" | Озима пшениця | $<0,02$ | $0,25 \pm 0,16$ | $0,23 \pm 0,07$ | $0,24 \pm 0,12$ | $<0,05$ | $<0,02$ |

Отримані результати вимірювань вмісту ВПРН у пробах рослин (табл. 4) значно нижчі за отримані раніше шляхом консервативних оцінок (див. табл. 2), за винятком вмісту ^{226}Ra у зерні озимої пшениці з поля, яке безпосередньо прилягає до хвостосховища "База "С". Це вказує на відсутність значимого впливу хвостосховищ на радіоактивне забруднення сільськогосподарської продукції та опромінення за рахунок цього місцевого населення.

Дози опромінення населення внаслідок забруднення ВПРН сільськогосподарської продукції

Розрахунок середньорічних доз опромінення населення за рахунок харчового раціону проводиться за формулою [23]

$$E = \sum_1^n I_n \cdot A_n^i \cdot B^i \cdot p_n^i, \quad (3)$$

де E – ефективна доза, Зв; n – кількість продуктів в раціоні; I_n – річне споживання n -го продукту, кг; A_n^i – питома активність i -го радіонукліда в n -му продукті, Бк/кг; B^i – дозовий коефіцієнт, який дорівнює ефективній дозі (Зв) при пероральному споживанні 1 Бк i -го радіонукліда залежно від віку людини; p_n^i – втрати i -го радіонукліда при кулінарній обробці n -го продукту.

При розрахунку ефективної дози опромінення дітей та підлітків у віці до 17 років необхідно використовувати дозові коефіцієнти, що приведені МКРЗ для різних вікових груп (табл. 5) [23]. Критичною групою при пероральному надходженні ^{238}U , ^{232}Th , ^{210}Po і ^{210}Pb є діти віком 1 - 2 роки, а для ^{226}Ra – діти віком 12 - 17 років [24].

Таблиця 5. Дозові коефіцієнти B^i (Зв/Бк), що дорівнюють ефективній дозі (Зв) при пероральному споживанні 1 Бк i -го штучного або природного радіонукліда залежно від віку людини

| Радіонуклід | Вік людини, років | | | | | |
|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|----------------|
| | ≤ 1 | 1 - 2 | 2 - 7 | 7 - 12 | 12 - 17 | > 17 (дорослі) |
| ^{238}U | $3.4 \cdot 10^7$ | $1.2 \cdot 10^7$ | $8.0 \cdot 10^8$ | $6.8 \cdot 10^8$ | $6.7 \cdot 10^8$ | 4.510^8 |
| ^{232}Th | $4.6 \cdot 10^6$ | $4.5 \cdot 10^7$ | $3.5 \cdot 10^7$ | $2.9 \cdot 10^7$ | $2.5 \cdot 10^7$ | 2.310^7 |
| ^{226}Ra | $4.7 \cdot 10^6$ | $9.6 \cdot 10^7$ | $6.2 \cdot 10^7$ | $8.0 \cdot 10^7$ | $1.5 \cdot 10^6$ | 2.810^7 |
| ^{210}Po | $2.6 \cdot 10^5$ | $8.8 \cdot 10^6$ | $4.4 \cdot 10^6$ | $2.6 \cdot 10^6$ | $1.6 \cdot 10^6$ | 1.210^6 |
| ^{210}Pb | $8.4 \cdot 10^6$ | $3.6 \cdot 10^6$ | $2.2 \cdot 10^6$ | $1.9 \cdot 10^6$ | $1.9 \cdot 10^6$ | 6.910^7 |

Річне надходження ВПРН в організм людини через органи травлення в регіонах з нормальним радіаційним фоном зазвичай становить: ^{238}U близько 5 Бк; ^{226}Ra – 15 Бк; ^{210}Po і ^{210}Pb – 40 Бк [10]. Основна маса урану надходить в організм людини з картоплею, овочами, хлібом, м'ясом та іншими продуктами харчування. Типовим для України є середньорічне споживання дорослим населенням картоплі і овочів-коренеплодів ~ 70 кг/рік, листових овочів – 18 кг/рік, інших овочів – 17 кг/рік, зерна – 73 кг/рік і молока – 84 л/рік [25]. Діти однорічного віку споживають більше молока, ніж дорослі, – 204 л/рік, проте менше листових овочів – 10 кг/рік, картоплі та коренеплодів – 24 кг/рік, зерна – 10 кг/рік, інших

овочів – 4,4 кг/рік. Виходячи з отриманих оцінок питомої активності ВПРН у сільськогосподарській продукції (див. табл. 2), прогнозних рівнів забруднення молока та середньорічного споживання продуктів харчування населенням, можна оцінити консервативні рівні річного надходження ВПРН в організм дорослого населення через органи травлення в місцях впливу хвостосховищ ПХЗ, а також ефективні дози внутрішнього опромінення (табл. 6). Отримані оцінки річного надходження ВПРН через органи травлення добре узгоджуються з наведеними вище загальноприйнятими значеннями для регіонів з нормальним радіаційним фоном.

Таблиця 6. Максимальні рівні річного надходження ВПРН в організм (дорослого/однорічних дітей) населення в місцях впливу хвостосховищ ПХЗ, а також максимальні ефективні дози внутрішнього опромінення

| Радіонуклід | Середньорічне споживання ВПРН з продуктами харчування, Бк | | | | | Максимальна ефективна доза, мкЗв/рік |
|-------------------|---|----------|-----------|----------|---------|--------------------------------------|
| | Коренеплоди | Зерно | Молоко | Овочі | Всього | |
| ^{238}U | 1,8/0,6 | 2,2/0,3 | 0,6/1,5 | 0,5/0,2 | 5,1/2,7 | 0,2/0,3 |
| ^{232}Th | 0,1/0,02 | 0,1/0,01 | 0,02/0,04 | 0,1/0,1 | 0,3/0,2 | 0,1/0,07 |
| ^{226}Ra | 0,3/0,1 | 1,5/0,2 | 1,0/2,5 | 2,0/1,0 | 4,7/3,8 | 1,3/3,6 |
| ^{210}Po | 0,7/0,2 | 3,7/0,5 | 7,3/18 | 0,1/0,03 | 12/18 | 14,0/162 |
| ^{210}Pb | 0,7/0,2 | 7,3/1,0 | 5,6/14 | 0,7/0,3 | 14/15 | 9,9/55 |
| Сума | | | | | | 25,5/221 |

Оцінені максимальні ефективні дози внутрішнього опромінення дорослого населення в місцях впливу хвостосховищ ПХЗ (див. табл. 6) не відрізняються від величин в інших регіонах України. Так, середньозважена ефективна доза опромінення населення України, що обумовлена пероральним надходженням з продуктами харчування U^{238} і Th^{232} , становить близько $0,1 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$. Діапазон значень ефективної дози від U^{238} становить 2 по-

рядки величин – мінімальні значення ефективної дози характерні для населення Рівненської області ($0,08 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$), максимальне – у Хмельницькій області ($3,4 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$). Діапазон значень ефективної дози від Th^{232} суттєво менший – мінімальні значення характерні для Сумської області ($0,11 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$), максимальне – для Одеської області ($0,25 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$) [11].

Таким чином, консервативні оцінки доз опромінення дорослого населення внаслідок забруднення ВПРН сільськогосподарських продуктів у межах впливу хвостосховищ ($< 0,031$ мЗв/рік) будуть нижче встановлених НРБУ-97 для підприємств по переробці уранових руд дозових квот на опромінення населення – $0,12$ мЗв/рік. При цьому вони в основному обумовлені природними фоновими рівнями, а не безпосереднім впливом хвостосховищ. Слід відзначити, що для критичної групи населення – дітей у віці 1 - 2 роки – дози від перорального надходження ВПРН можуть суттєво перевищувати внутрішні дози опромінення дорослих (див. табл. 6) за рахунок більш високих дозових коефіцієнтів (див. табл. 5) та споживання молока, що містить ^{210}Po та ^{210}Pb .

Довгостроковий прогноз забруднення сільськогосподарської продукції на віддалене майбутнє при використанні території хвостосховищ в якості сільськогосподарських угідь

Згідно з НРБУ-97/2000 може розглядатися сценарій руйнування хвостосховищ у віддаленому майбутньому та використання даної території під вирощування сільськогосподарських культур. При цьому вважається, що питома активність радіонуклідів в орному шарі ґрунту може досяга-

ти 10 % від її вмісту у хвостосховищах. Моніторингові роботи показали [13], що питома активність ВПРН у середині хвостосховищ змінюється в широких діапазонах і досягає сотень кілобеккерелів на кілограм. Такий рівень забруднення сільськогосподарських угідь ВПРН є неприпустимим, що потребує проведення спеціальних реабілітаційних і охоронних заходів на ПХЗ.

Висновки

На основі отриманих результатів можна зробити висновок, що хвостосховища ПХЗ не мають значимого впливу на додаткове забруднення прилеглих сільськогосподарських угідь, сільськогосподарської продукції і формування доз опромінення населення внаслідок забруднення продуктів харчування, які вирощуються на даній місцевості, не враховуючи інгаляційної складової дози.

З метою покращання радіаційно-гігієнічної ситуації та зменшення забруднення молока, обумовленого аеральним забрудненням рослин продуктами розпаду радону до фонового рівня, було б доцільним створення буферних зон шириною не менше 100 - 200 м між джерелами техногенної дії на ґрунт на території хвостосховищ ПХЗ і розташуванням прилеглих сільськогосподарських угідь.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Войцехович О.В.* та ін. Звіт про виконання науково-дослідної роботи "Розробка концепції та структури Державної цільової екологічної програми "Консервація, ліквідація чи перепрофілювання і приведення в екологічно безпечний стан колишніх об'єктів ВО "Придніпровський хімічний завод". - К., 2007.
2. Інформація з сайту ДП Бар'єр: <http://baryer.dp.ua>
3. *Sanzharova N., Fesenko S., Reed E.* Processes governing radionuclide transfer to plants. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. - Vienna, 2009. - P. 123 - 138. - (IAEA-TECDOC-1616).
4. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments.* Tech. Rep. Series No. 364. - IAEA, Vienna, Austria, 1994. - 74 p.
5. *Staven L. H., Rhoads K., Napier B. A., Streng D. L.* A Compendium of Transfer Factors for Agricultural and Animal Products. Prepared for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC06-76RL01830 / Pacific Northwest National Laboratory Richland, Washington 99352, PNNL-13421, June 2003, 31 p.
6. *Vandenhove H., Olyslaegers G., Sanzharova N., et al.* Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po // *Journal of Environmental Radioactivity.* - 2009. - Vol. 100. - P. 721 - 732.
7. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments.* - Vienna, 2010. - 194 p. - (IAEA-TRS-472).
8. *CD, ATLAS, Ukraine, radioactive contamination, MES.* - ТОВ "Інтелектуальні системи ГЕО", 2008.
9. *Аненков Б.Н., Юдинцева Е.В.* Основы сельскохозяйственной радиологии. - М.: Агропромиздат, 1991. - 287 с.
10. *Моисеев А.А., Иванов В.И.* Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. - М.: Энергоатомиздат, 1990. - 252 с.
11. *Коваленко Г.Д., Рудя К.Г.* Радиоэкология Украины: Монография. - К.: Издательско-полиграфический центр «Київський університет», 2001. - 130 с.
12. *Оценка индивидуальных эффективных доз облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. Методические указания МУК 2.6.1.1088-02.* - М.: Минздрав России, 2002.
13. *Виконання робіт згідно з програмами і регламентами радіаційного моніторингу: Звіт про результати. Господоговір 9 з ДП «Бар'єр» від 28.05.08, керівник НДР О. В. Войцехович / ЦМДПТ.* - К., 2008. - 66 с.
14. *Кашпаров В.А.* Вторичный ветровой перенос радионуклидов и их ингаляционное поступление в организм человека при проведении сельскохозяй-

- ственных работ // Гигиена населенных мест. - 2000. - Вып. 36, ч. 1. - С. 124 - 135.
15. *Leclerc E., Choi Y.H., Weathering* // Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. - Vienna, 2009. - P. 45 - 48. - (IAEA-TECDOC-1616).
 16. *Прустєр Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., В.А. Поярков.* Основы сельскохозяйственной радиологии. - К.: Урожай, 1991. - 472 с.
 17. *Pröhl G.* Interception // Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. - Vienna, 2009. - P. 29 - 43. - (IAEA-TECDOC-1616).
 18. *Kashparov V., Conney S., Uchida S. et al.* Food Processing // Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. - Vienna, 2009. - P. 577 - 604. - (IAEA-TECDOC-1616).
 19. *Перепелятников Г.П.* Основы общей радиологии: Монография. - К.: Атика, 2008. - 460 с.
 20. *Howard B.J., Beresford N.A., Barnett C.L., Fesenko S.* Quantifying the transfer of radionuclides to food products from domestic farm animals // Journal of Environmental Radioactivity. - 2009. - Vol. 100. - P. 767 - 773.
 21. *Howard B.J., Beresford N.A., Barnett C.L., Fesenko S.* Quantifying the transfer of radionuclides to food products from domestic farm animals // Journal of Environmental Radioactivity. - 2009. - Vol. 100. - P. 767 - 773.
 22. *Хомутинін Ю.В.* Короткий звіт про виконання НДР по темі № 110/40-ф "Розроблення концепції реабілітації сільгоспугідь, забруднених важкими природними радіонуклідами" за 3 кв. 2009 р. - К.: НУБіП України, 2009. - 5 с.
 23. *Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.О.* Радіоекологія: Навч. посібник / За ред. І. М. Гудкова. - К., 2011. - 368 с.
 24. *Радиационная защита и безопасность источников излучения: международные основные нормы безопасности.* Промежуточное издание. - Вена: МАГАТЭ, 2011. - 329с.
 25. *Kashparov V., Colle C., Levchuk S. et al.* Transfer of chlorine from the environment to agricultural foodstuffs // Journal of Environmental Radioactivity. - 2007. - Vol. 94, Issue 1. - P. 1 - 15.

В. К. Кириченко, В. А. Кашпаров

ОЦЕНКА РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ХВОСТОХРАНИЛИЩ ПРИДНЕПРОВСКОГО ХИМИЧЕСКОГО ЗАВОДА

Произведен анализ влияния хвостохранилищ уранового производства Приднепровского химического завода на загрязнение сельскохозяйственной продукции тяжелыми природными радионуклидами (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) на прилегающих территориях сельскохозяйственного предназначения. Определена добавочная дозовая нагрузка на население, проживающее в зоне влияния хвостохранилищ.

Ключевые слова: тяжелые природные радионуклиды, хвостохранилища, загрязнение земель, загрязнение продуктов питания.

V. K. Kyrychenko, V. O. Kashparov

ASSESSMENT OF THE RADIOLOGICAL SAFETY OF PRIDNEPROVSKIY CHEMICAL PLANT'S TAILINGS

Analysis of the influence of the tailings of uranium production from Pridneprovsk chemical plant of agricultural products with heavy natural radionuclides (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) in adjacent areas of agricultural assignment was performed. Additional radiation doze to the population, living in the zone of influence of the tailings was determined.

Keywords: heavy natural occurring radionuclides, tailings, contamination of soils, contamination of foodstuffs.

Надійшла 01.06.2012

Received 01.06.2012