



Сторінка молодого вченого

УДК 574.546.79:631.438
© 2012

В.К. Кириченко

*Національний
університет біоресурсів
і природокористування
України*

** Науковий керівник —
доктор біологічних наук
В.О. Кашипаров*

ВПЛИВ ХВОСТОСХОВИЩ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА НА ЗАБРУДНЕННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ*

Проаналізовано вплив 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. Розраховано додаткове дозове навантаження на населення, що мешкає в зоні впливу хвостосховищ.

На виробничому об'єднанні «Придніпровський хімічний завод», розташованому в Дніпродзержинську, упродовж 1949–1990 рр. здійснювали переробку уранової руди. За роки роботи було утворено 9 хвостосховищ загальною площею 2,68 млн м², у яких накопичено близько 42 млн т. радіоактивних відходів загальною активністю $3,14 \cdot 10^{15}$ Бк [1]. Хвостосховища розміщено безпосередньо в межах м. Дніпродзержинська та поблизу населених пунктів — Карнаухівки і Таромського.

Мета досліджень — визначити додаткове дозове навантаження, спричинене хвостосховищами Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ), на населення прилеглих територій через споживання сільськогосподарської продукції місцевого виробництва.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проаналізовано найсучасніші роботи МАГАТЕ [8, 9, 11] стосовно прогнозування надходження радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію і роботи на відповідну тематику вітчизняних та іноземних авторів.

Матеріали і методика досліджень. Об'єктом дослідження є вміст радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах, вирощуваних на прилеглих до заводу територіях. До місць пробовідбору належать сільськогосподарські поля та присадибні ділянки, що перебувають у зоні Лісостепу; ґрунти — чорноземи звичайні малогумусні. Досліджувані зразки являли собою їс-

твні частини рослин: картопля, буряк, огірки, помідори, капуста, фрукти, продукти тваринного походження — молоко, куряче м'ясо, яйця. Також відбирали проби води з криниць. За основою визначення величини річного надходження важких природних радіонуклідів (ВПРН) до організму людини було використано раціон [3] та рекомендовану МАГАТЕ методику розрахунку [9]. Визначення вмісту радіонуклідів у зразках здійснювали у власній лабораторії УкрНДІСГР методом α -спектрометрії. Було проведено статистичну обробку даних.

Результати досліджень. Щоб дати оцінку радіоекологічній безпеці хвостосховищ ПХЗ, слід розглянути способи надходження радіонуклідів із хвостосховищ до навколишнього середовища.

Коренева забруднення. Якщо взяти максимальну щільність випадань ^{238}U на самих хвостосховищах, що становить 14 Бк/м² за рік, то за об'ємної маси чорнозему близько 1500 кг/м³ отримаємо щороку збільшення питомої активності у шарі ґрунту 20 см на рівні 0,05 Бк/кг на рік. Це відповідає 0,3% від природного вмісту ^{238}U у чорноземах Дніпропетровської області (16 Бк/кг). Щільність випадань радіоактивного аерозолію на поверхню ґрунту зменшується обернено пропорційно відстані від джерела розпилювання [4].

Хвостосховища ПХЗ не мають значного впливу на збільшення природного вмісту ВПРН в

Максимальне річне надходження ВПРН до організму людини (дорослого/однорічних дітей) та відповідні ефективні дози внутрішнього опромінення

Радіонуклід	Середньорічне надходження ВПРН, Бк					Середньорічна ефективна доза, мкЗв/рік
	Коренеплоди	Зерно	Молоко	Овочі	Усього	
^{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

орному шарі розташованих поблизу ґрунтів сільськогосподарського призначення.

Аеральне забруднення. Щільність випадань радіоактивного аерозолю на поверхню ґрунту $A_{\text{п}}$ є обернено пропорційною відстані від лінійного джерела і на віддалі 100–200 м від нього за швидкості вітру до 5 м/с зменшується більше ніж на 2 порядки величини [4], досягаючи фоновому рівня. Застосувавши коефіцієнти [7, 10], було отримано питому активність ^{238}U та ^{226}Ra сухої надземної маси рослин $A_{\text{п}} = 0,075$ Бк/кг. Отже, вплив хвостосховищ на аеральне радіоактивне забруднення ВПРН істивних частин сільськогосподарських культур нижчий від фоновому рівня, тобто на відстані понад 100–200 м від межі ПХЗ ним можна практично знехтувати.

Забруднення через зрошення. Результати моніторингових робіт показали [1], що питома активність води в р. Коноплянці щодо ^{238}U у середньому становить 0,23 Бк/л, ^{234}U — 0,2; уміст ^{226}Ra та ^{210}Pb у воді — 0,017 Бк/л. За наявних рівнів вмісту ВПРН у поверхневих водах не спостерігатиметься істотного збільшення радіоактивного забруднення продукції рослинництва за рахунок її зрошення цими водами порівняно з наявним фоновим кореневим забрудненням [6].

Рівні забруднення продукції рослинництва. Активність досліджуваних проб сільськогосподарських рослин по кожному з радіонуклідів не перевищувала 0,25 Бк/кг поблизу хвостосховищ та 0,01–0,02 Бк/кг — на присадибних ділянках.

Забруднення продукції тваринництва. За найконсервативнішими оцінками, для раціонів, що складаються з трав природних кормових

угідь за їх кореневого та аерального забруднення природними радіонуклідами та вживання поверхневих вод р. Коноплянки тваринами, питома активність ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Po і ^{210}Pb у молоці корів не перевищуватиме 0,008 Бк/л, 0,012, 0,08 і 0,07 Бк/л відповідно. Це узгоджується із середньосвітовими значеннями вмісту ВПРН у молоці: ^{238}U — 0,001 Бк/л, ^{226}Ra — 0,005; ^{210}Po — 0,04 і ^{210}Pb — 0,06 Бк/л [5].

Дози опромінення. Під час розрахунку ефективної дози опромінення дітей та підлітків у віці до 17 років використовували дозові коефіцієнти, наведені Міжнародною комісією з радіаційного захисту для різних вікових груп [2]. Критичною групою за перорального надходження ^{238}U , ^{232}Th , ^{210}Po і ^{210}Pb є діти віком 1–2 роки, ^{226}Ra — діти віком 12–17 років [8]. Річне надходження ВПРН до організму людини через органи травлення в регіонах з нормальним радіаційним фоном зазвичай становить: ^{238}U — близько 5 Бк; ^{226}Ra — 15; ^{210}Po і ^{210}Pb — 40 Бк [7]. Консервативні оцінки доз опромінення дорослого населення внаслідок забруднення ВПРН сільгосппродуктів у межах впливу хвостосховищ (<0,031 мЗв/рік) будуть нижчі встановлених НРБУ–97 для підприємств з переробки уранових руд дозових квот на опромінення населення — 0,12 мЗв/рік. При цьому загалом вони зумовлені природними фоновими рівнями, а не безпосереднім впливом хвостосховищ. Слід зазначити, що для критичної групи населення — дітей у віці 1–2 роки — дози від перорального надходження ВПРН можуть істотно перевищувати внутрішні дози опромінення дорослих (таблиця) за вищих дозових коефіцієнтів [8] та споживання молока, яке містить ^{210}Po та ^{210}Pb .

Висновки

Хвостосховища уранового виробництва ПХЗ не мають істотного впливу на додатко-

ве забруднення важкими природними радіонуклідами прилеглих сільськогосподарських угідь,

сільськогосподарської продукції і формування
доз опромінення населення внаслідок забруд-

нення продуктів харчування, які вирощують
на цій місцевості.

Бібліографія

1. *Войцехович О.В.* та ін. Звіт про виконання науково-дослідної роботи «Консервація, ліквідація чи перепрофілювання і приведення в екологічно безпечний стан колишніх об'єктів ВО «Придніпровський хімічний завод». — К., 2007. — С. 8–9.
2. *Гудков І.М., Гайченко В.А.* та ін. Радіоекологія. — К., 2011. — С. 83.
3. Кабінет Міністрів України. Постанова від 14 квітня 2000 р. № 656 «Про затвердження наборів продуктів харчування, наборів непродовольчих товарів та наборів послуг для основних соціальних і демографічних груп населення». — Документ 656–2000–п. — К., 2000.
4. *Кашларов В.А.* Вторичный ветровой перенос радионуклидов и их ингаляционное поступление в организм человека при проведении сельскохозяйственных работ//Гигиена населенных мест. — К., 2000. — Ч. 1. — Вып. 36. — С. 124–135.
5. *Оценка индивидуальных эффективных доз облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения.* Методические указания МУК 2.6.1.1088–02. — М.: Минздрав России, 2002.
6. *Перепелятников Г.П.* Основы общей радиологии: Монография. — К.: Изд.-полиграф. центр «Київський університет», 2001, — 130 с.
7. *Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., В.А. Поярков.* Основы сельскохозяйственной радиологии. — К.: Урожай, 1991. — 472 с.
8. *Радиационная защита и безопасность источников излучения: международные основные нормы безопасности.* Промежуточное издание. — Вена: МАГАТЭ, 2011. — 329 р.
9. *Система поддержки принятия решения по реабилитации радиоактивно загрязненных территорий ReSCA.* Стратегии реабилитации территорий, загрязненных после Чернобыльской аварии. Руководство пользователя. — Вена, 2006. — 61 с.
10. *Leclerc E., Choi Y.H.,* Weathering//Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, IAEA-TECDOC–1616. — Vienna, 2009. — P.45–48.
11. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments,* IAEA Technical Reports Series № 472. — Vienna, 2010. — 194 p.