УДК 502.55:621.039.7

Лебедь О.О., ст. викл., Попова Є.А., ст. 4 курсу факультету землеустрою і геоінформатики, Матвієнко А.А., ст. 2 курсу факультету землеустрою і геоінформатики (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

ВИЗНАЧЕННЯ ПИТОМОЇ АКТИВНОСТІ (ЗА Sr-90) МУЛОВИХ ВІДКЛАДЕНЬ В ВОДНІЙ СИСТЕМІ РІЧКИ ГОРИНЬ

The article presents assessment of radioactive situation in the water system of the Horyn river on the territory Rivne and Khmelnytsk region. The specific activity of samples selected from embankments of the river and tributaries was determined.
Key-words: radioactive pollution, specific activity, strontium-90.

Оцінено радіаційну обстановку у водній системі річки Горинь на території Рівненської і Хмельницької областей. Визначено питому активність відібраних проб намулів річки з притоками.
Ключові слова: радіоактивне забруднення, питома активність, стронцій-90.

Оценено радиационную обстановку в водной системе реки Горынь на территории Ровенской и Хмельницкой областей. Определено удельную активность отобранных проб иловых отложений реки с притоками.
Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, удельная активность, стронций-90.

Після аварії на Чорнобильській АЕС інтерес до вивчення забруднень радіоактивними речовинами значно виріс, у зв'язку з факторами появи гострих токсичних ефектів, викликаних забрудненням екосистеми стронцієм-90 (Sr-90) і цезієм-137 (Cs-137). Ці радіонукліди по ланцюжку „ґрунт – рослина – тварина" потрапляють в організм людини, накопичуються і несприятливо діють на здоров'я. В результаті аварії на ЧАЕС фактично були забруднені частина північних і північно-західні території України, зокрема на території Рівненської області – землі 7 північних районів.

Річка Горинь займає унікальне положення як можливий поширювач радіонуклідів в своєму басейні. Перш за все в її верхній течії (на межі Хмельницької і Рівненської областей) розміщена Хмельницька АЕС, яка може бути джерелом забруднення річкової води радіонуклідами. В нижній течії річки, поблизу її басейну розміщена Рівненська АЕС, яка шляхом повітряної міграції (або якимись іншими шляхами) також може вносити нукліди в водну систему. Крім того, Горинь протікає через всі забруднені райони області і може також слугувати транспортною артерією для поширення радіоактивних речовин.

Інтенсивна інфільтрація у підземні водоносні горизонти поверхневого стоку посилює каналізування русла і деградацію річкової екосистеми. Така інфільтрація може призводити до можливого потрапляння в підземні води радіонуклідів, а з ними в технічні і питні води населення регіону.

Екологічний стан погіршують горизонтальна і вертикальна міграції нуклідів в забруднених районах, чому суттєво сприяє водна система Горині.

Таким чином, моніторингові радіологічні дослідження води та мулових осадів водної системи річки є надзвичайно важливими для контролю екологічної обстановки Рівненської області.

Аналіз останніх досліджень. Дослідження розподілу радіонуклідів земною поверхнею після аварії на ЧАЕС показали, що поряд з неоднорідністю забруднення ґрунту, пов'язаної з метрологічними особливостями поширення радіоактивних опадів (широтний ефект та ін.), значну роль в формуванні радіаційної обстановки відіграють ландшафтно-геохімічні особливості міграції радіонуклідів.

Досліди Д. Лайкенса і Ф. Бормана [1] показують, що винесення тільки мінеральних елементів з залісненого водозбору приблизно в 7 разів менше, ніж з обезлісненого. Багато дослідників спостерігали підвищення концентрації Sr-90 в ґрунтах депресій і в делювіальних відкладеннях – продуктах водної ерозії, перенесених вниз по стоку. При цьому напрям стоку, задернованість і експозиція схилів відіграють велику роль. Накопичення радіонуклідів спостерігається в замкнутих непроточних депресіях з розораними схилами [2, 3].

Вплив геоморфологічних умов на розподіл Sr-90 в ландшафті можна побачити в дослідженнях Тюрюканової Е.Б. [3] в 1967 р. в Рязанській обл. (плоска вершина горба, сосняк біломошник (ґрунт до 60 см) – 57 *нБк/м*^{2}, пологий безлісний схил – 30 *нБк/м*^{2}, нижня третина схилу, сосняк чорничник – 103 *нБк/м*^{2}). Ця ж дослідниця встановила, що в логоподібних западинах, за якими відбувається стік весняних вод, вміст Sr-90 набагато нижчий ніж на водоподілах. Очевидно відбувається вимивання радіонуклідів з наступним переносом їх в озера і річки.

Науковцями прийнято розрізняти горизонтальну і вертикальну міграцію.

Горизонтальна міграція радіонуклідів в геохімічних ландшафтах обумовлена переважно дією двох процесів: дефляцією (вітровою ерозією верхніх шарів ґрунту) і стоком поверхневих вод в гідрологічну сітку та безстічні пониження.

Міграція в вертикальному напрямку вглиб ґрунту з часом призводить до зниження потужності дози випромінювання над поверхнею ґрунту, зменшенню інтенсивності видування і вимивання радіонуклідами поверхневими водами, зміни розмірів надходження в рослини в результаті перерозподілу їх відносно кореневих систем, створення можливості забруднення ґрунтових вод.

Ця міграція може здійснюватись наступними механізмами: механічним

переносом (кольматація); дифузією; конвективним переносом з током води; утворенням летючих з'єднань.

Міграція радіонуклідів до рівня ґрунтових вод супроводжується виносом в річкові системи. Дослідження Дібобес І.К. [4] в 1967 р. показали, що в період максимуму інтенсивності випадання в 1962р. концентрація радіостронцію в ґрунтових водах водоподілів була дещо вища, ніж в річках. Через 6 років концентрація нуклідів в річковій воді стала в 10 разів вища, ніж в ґрунтових водах водоподілів.

Порівняльно висока міграційна активність Sr-90 пов'язана з його властивістю утворювати комплекси з органічними речовинами. Завдяки цьому він може знаходитись розчиненим в катіонній, аніонній і нейтральній формах, що дозволяє йому проходити геохімічні бар'єри і досягати навіть глибоких ґрунтових вод. Дослідження [4] показали, що в чорноземі вилуженому і сірому лісовому ґрунті біля 50% Sr-90 знаходиться в аніонній і нейтральній формах. В болотному і солончаковому ґрунті 78% Sr-90 знаходиться в катіонній формі і відповідно характеризується меншою міграційною властивістю.

Інтенсивність водної міграції радіонуклідів в значній мірі визначається інтенсивністю міграції їх ізотопних носіїв. Інтенсивність водної міграції прийнято оцінювати коефіцієнтом водної міграції K_x (Євсєєвої Л.С., Перельман А.І. [5]):

$$K_x = \frac{M_x \cdot 100}{a \cdot n_x}, \qquad (1)$$

де M_x – вміст елемента в воді, $г/л$; a – мінеральний залишок води, $г/л$; n_x – вміст елемента в гірських породах (ґрунтах), %.

На основі аналізу емпіричних даних Перельман А.І. запропонував класифікацію елементів за особливостями їх міграції. Коефіцієнт міграції радіоактивного стронцію складає 90-100, а стабільного – від 1 до 10. Більш інтенсивна міграційна властивість радіостронцію вказує на відмінність в хімічних формах природних з'єднань елемента і продуктів осаду.

Міграція радіонуклідів в горизонтальному напрямку під дією водноерозійних процесів вивчалась в зоні аварії Чорнобильської АЕС Пристером Б.С. та іншими [6] в 1989 році. При величині рідкого стоку від 1 до 20 $м^3 \cdot га^{-1}$ і твердого від 0,09 до 1,1 $т \cdot га^{-1}$ величини виносу радіонуклідів з території коливались від десятих до тисячних часток відсотка вмісту в ґрунті. Відчуження радіонуклідів з твердим і рідким стоком влітку було приблизно на порядок величин вище, ніж в зимовий час. Встановлено, що в тридцятикілометровій зоні навколо ЧАЕС відношення вмісту Sr-90 в твердій і рідкій фазах складають в середньому 560, а для цезію-137 ця величина становила 4600. Ці

дані показують наскільки велика роль твердого стоку в водному перенесенні радіоактивних речовин.

Дифузія, як процес переносу речовини із однієї частини системи в іншу внаслідок безладного руху молекул, відіграє значну роль в вертикальній міграції нуклідів. Згідно досліджень Прохорова В.М. [6] дифузія радіонуклідів особливо велика в наступних ґрунтах: з малою швидкістю фільтрації, сильногумусованих, здатних міцно сорбувати радіонукліди, з малою швидкістю низхідного і висхідного токів води, болотних (застійних). Поляков Ю.А. [6] в дослідженнях 1970 року встановив, що коефіцієнт дифузії Sr-90 становить $(0{,}6\text{-}5{,}4)\cdot 10^{-7} см^2 \cdot с^{-1}$ для різних ґрунтів.

Конвективний перенос нуклідів відбувається при слабій адсорбції їх ґрунтами наявності великої кількості капілярів в ґрунтах. Багато дослідників показують, що за рахунок конвективного переносу при попаданні Sr-90 на поверхню ґрунту через 10 років приблизно 90% його зосередиться в верхньому 5-сантиметровому шарі.

Особливістю водної системи річки Горинь (а саме Поліської її частини) є гумідність ландшафту, яка характеризується надлишковою зволоженістю, можливістю забруднення ґрунтових вод. Донні відкладення акумулятивних заток на річці можуть накопичувати Sr-90 в 2-10 разів більшої концентрації ніж ґрунти водорозділів. Таким чином, процеси вимивання і вторинного накопичення радіонуклідів визначають зміну радіаційної обстановки, яка формується впродовж багатьох років після випадання радіоактивних речовин Чорнобильського сліду.

Постановка завдання:

1. Дослідити водну систему р. Горинь і вибрати набільш вірогідні місця з точки зору можливого пікового радіаційного забруднення в даній місцевості.
2. Відібрати необхідні проби ґрунту.
3. Провести дослідження цих ґрунтів на визначення питомої активності за стронцієм-90.
4. По отриманих даних зробити висновки по міграції даного нукліду в басейні річки Горинь.

Методика досліджень. Проби матеріалу відбирались водозабірником із мулових відкладень в прибережній зоні зі швидкістю течії по руслу до 0,3 м/с в об'ємі до 3 літрів. Всі проби відбирались на відстані до 1км вверх за течією від населених пунктів: м. Славута, Хмельницька обл. (р. Горинь); м. Нетішин, Хмельницька обл. (р. Горинь, за течією нижче ХАЕС); м. Остріг (р. Горинь); м. Гоща (р. Горинь); с. Олександрія (р. Горинь); с. Городок (р. Устя); смт. Оржів (р. Горинь); смт. Клевань (р. Стубла); с. Деражне (р. Горинь); м. Костопіль (р. Замчисько); м. Березне (р. Случ); смт. Степань (р. Горинь); м. Сарни (р. Случ); смт. Клесів (о. Сомине); м. Дубровиця (р. Горинь); с. Висоцьк (р. Горинь).

Відбір проб проводився в скляні банки з кришкою, яка щільно закривалась. Проби нумерувались із зазначенням точки забору, характеру течії, ширини річки, характеру ґрунтів, відстані до насаджень, дати, часу відбору та ін. Відбір проб проводився в жовтні-листопаді 2010 року.

Відібрані проби зважувались, а потім висушувались впродовж приблизно 72 годин при температурі 105-110 градусів за Цельсієм. Після висушування проби розтирались в фарфоровій ступці і переносились в пронумеровані чашки Петрі. Після цього проби повторно зважувались і визначався їх процент вологості за формулою:

$$x = \frac{(A - Б) \cdot 100}{A}, \qquad (2)$$

де x – кількість вологи, %; A – маса наважки до висушування; $Б$ – маса наважки після висушування.

Процент вологості всіх проб становив – 3,5%. Якщо у пробі не було цього значення проценту вологості, вона відправлялась на досушування.

Вимірювання здійснювались радіометром „Бета”. Даний радіометр за своєю схемою налаштований на визначення тільки β-частинок з енергією близькою до 0,546 МеВ. В такий енергетичний діапазон потрапляють тільки β-частинки стронцію-90. Питома активність (активність одиниці маси) проби визначається за формулою:

$$A = \frac{H - H_ф}{P}, \qquad (3)$$

де Н – швидкість лічби радіометра (кількість відліків за одиницю часу) при завантаженні вимірюваної проби, 1/*с*; $H_ф$ – швидкість лічби радіометра від фонової проби, 1/*с*; Р – чутливість радіометра до даного радіонукліда, $\frac{кг}{с \cdot Бк}$.

В якості фонової проби використовується проба дерново-підзолистого ґрунту, відібраного в 1982 році на березі Горині, поблизу м. Сарни спеціалістами УІІВГ. Ми вважаємо, що в цій пробі може бути природна кількість радіонуклідів, яка характерна землям Рівненської області дочорнобильського періоду.

Одна з проб (м. Дубровиця) розділялася на дві частини, після чого одна з них досліджувалася на визначення питомої активності ґрунту ($A_{ет}$) в спеціалізованій лабораторії моніторингу та контролю стану довкілля та викидів, скидів і відходів. Друга частина проби досліджувалася на радіометрі „Бета” для визначення його чутливості Р:

$$P = \frac{H - H_ф}{A_{ет}}. \qquad (4)$$

При вимірюванні питомої активності $^{90}Sr+^{90}Y$ еталонної проби і визначенні наступної чутливості *P* радіометра. Вона складає $1{,}16 \cdot 10^{-3} \frac{кг}{с \cdot Бк}$ з похибкою 10% при ймовірності попадання в довірчий інтервал 0,95.

Кожна проба експонувалася 5 разів. Отримані результати статистично оброблялись.

Результати дослідження. Отримані результати представлені в таблиці.

Таблиця

Проба	Питома активність проби по Sr-90, $Бк/кг$	Похибка вимірювання, %
м. Славута	3,44	28
м. Нетішин	12,06	24
м. Остріг	12,01	25
м. Гоща	6,03	31
с. Олександрія	4,15	37
с. Городок	5,28	29
смт. Оржів	57,34	19
смт. Клевань	49,46	17
с. Деражне	305,84	14
м. Костопіль	336,27	17
м. Березне	418,39	13
смт. Степань	634,47	12
м. Сарни	718,14	11
смт. Клесів	713,19	11
м. Дубровиця	2688,7	6
с. Висоцьк	2525,17	6

Відібрані проби (рисунок) можна умовно поділити на три групи – малоактивні (м. Славута – смт. Клевань), проби середньої активності (с. Держане – смт. Клесів) і високоактивні (м. Дубровиця – с. Висоцьк).

В верхів'ях річки Горинь (м. Славута), питома активність мулових відкладень приблизно дорівнює фоновій (4 $Бк/кг$).

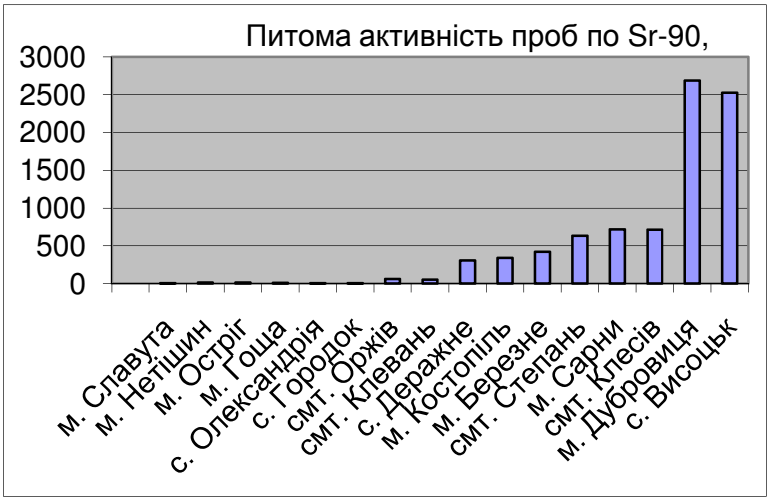

Рисунок. Гістограма отриманих результатів

В районі міст Нетішина і Острога вона приблизно в 3 рази вища фонової. Такі значення питомої активності по стронцію-90 не можуть свідчити про якісь викиди на ХАЕС. На нашу думку, вони пов'язані з так званими траповими водами (технічна вода, що використовується для вологого прибирання приміщень атомної станції, пральні та ін.), які попадають в каналізацію, а з неї в водну систему Горині.

Зменшення питомої активності проб, взятих в м. Гоща, с. Олександрія і с. Городок, практично до фонової свідчить про осідання Sr-90 вверх по руслу Горині, тобто весь надлишковий Sr-90 осідає на водному шляху від Нетішина до Острога, а нових джерел його поступлення у водну систему нема.

В пробах, взятих в смт. Оржев і Клевань спостерігається деяке підвищення питомої активності, яке, на нашу думку, викликане вітровим перенесенням пилу зі зв'язаним в ньому радіостронцієм з північних районів області.

Питома активність мулових відкладень середньої активності (с. Держане, м. Костопіль, м. Березне, м. Сарни, смт. Степань) в основному визначається протіканням Горині і її приток через забруднені райони. За нашою думкою в цих відкладеннях встановилася динамічна рівновага концентрації Sr-90: кількість стронцію, яка поступає в басейн річки завдяки водній міграції з ґрунтів дорівнює кількості, яка виноситься течією в низов'я.

Аномально висока концентрація Sr-90 в пробах, взятих в районі м. Дубровиці і с. Верхівськ, свідчить про накопичення його концентрації в мулових відкладеннях з часів забруднення земель після аварії на ЧАЕС. Зрозуміло, що ніяка рекультивація цих намулів (на відміну від земель сільськогосподарського призначення) не проводилась.

На фоні високих значень активності в цих пробах виявити можливу міграцію радіонукліда з Рівненської АЕС в водну систему Горині виявити не вдалось. Навіть якщо є викиди радіоактивних ізотопів з РАЕС, найімовірніше вони попадають в басейн річки Стир.

Висновки:

1. Проведені експериментальні дослідження свідчать про інтенсивну міграцію Sr-90 у водній системі річки Горинь.
2. Зафіксовано незначне підвищення питомої активності (визначеної по Sr-90) мулових відкладень річки Горинь нижче ХАЕС, що свідчить про невеликі викиди цього нукліду зі станції в навколишнє середовище.
3. Визначено, що вміст Sr-90 в мулових відкладеннях зростає від фонового (верхів'я Горині) до високого (границя Білорусії).
4. В зв'язку з високою концентрацією Sr-90 в районі м. Дубровиця і північніше рекомендуємо в період найнижчого рівня поверхні води р. Горинь (літо) здійснити збір ґрунту в найбільш забруднених прирічкових місцях (швидкість течії <0,5м/с) з наступним захороненням.

1. Likens J.E., Bormann F.N. Nutrient cycling in ecosystems.– Ecosystems structure and functions. Proc. of the 31ST Annual Biology Colloguim. Wiens S. D. (ED) Corvallis. – Ore.: Oregon State University Press., 1972. – Pp. 25-67. **2.** Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974 .– 216 с. **3.** Тюрюканова Э.Б. Ландшафтно-геохимические аспекты миграции Sr-90 / Э.Б. Тюрюканова // Современные проблемы радиобиологии. Радиоэкология. – М.: Атомиздат, 1971. – С. 81-90. **4.** Дибобес И.К. Глобальные выпадения стронция-90 на территории Урала в период 1961-1966 гг / И.К. Дибобес, Л.И. Пантелеев, С.Я. Заидман. – М.: Атомиздат, 1967. – 137 с. **5.** Евсеева Л.С. Геохимия урана в зоне гипергенеза / Л.С. Евсеева, А.И. Перельман. – М.: Госатомиздат, 1962. – 239 с. **6.** Основы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лощилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – К.: Урожай, 1991. – 472 с.

Рецензент: к.т.н., доцент Орленко В.Ф. (НУВГП)