

ЛІТЕРАТУРА

1. Radon detector SISIE + scintillation cells (<http://radon.eu/sisie.html>).
2. System RM-3 – Continuous measurement of soil-gas radon concentration (<http://www.radon.eu/rm3.html>).
3. Rad 7. Radon detector. User Manual. 2009. DurrIDGE company Inc. 2009. - 74 p. (<http://www.durrIDGE.com/documentation/R7MANV7.pdf>).
4. Бузинний М.Г. Методичні підходи для вимірювань радону в ґрунті на основі рідинно-сцинтиляційного лічення /М.Г. Бузинний //Гігієна населених місць: зб. наук. праць. - К., 2008. - Вип. 52. - С. 265-268.
5. М.Г. Бузинний, Л.М. Солодовнікова. Метод вимірювання радону в ґрунті на основі РСЛ. VI Міжнародна науково-технічна конференція. Метрологія та вимірювальна техніка (Метрологія-2008) 14-16 жовтня 2008 р. Наукові праці конференції у двох томах. Том. 2. - С. 250-253.
6. Buzinny M. LSC-Based Approach for Radon in Soil Gas Measurement /M. Buzinny, V. Sakhno, M. Romanchenko //LSC 2008: proc. of the Int. Conf. on Advances in Liquid Scintillation Spectrometry, Davos, Switzerland, May 25-30, 2008. [Eds. J.Eikenberg, M. Jagi, and H. Beer]. 2010. - Tucson: Radiocarbon. - P. 7-11.

**ОБОСНОВАНИЕ РАДИОМЕТРИЧЕСКОГО ПОДХОДА К СОВМЕСТНОМУ
ИЗМЕРЕНИЮ РАДОНА И ТОРОНА В ПОЧВЕННОМ ВОЗДУХЕ**

Бузынний М.Г., Михайлова Л.Л., Романченко М.А., Сахно В.И.

Обоснована применимость радиометрического метода измерения соотношения активности $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$ в пробах почвенного воздуха. Применено использование эманационной измерительной техники и техники на основе жидкостно-сцинтиляционного счета. Выполнены расчеты модельных зависимостей, построена номограмма для определения соотношения активности $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$. Проведено опробование метода при обследовании участка почвы.

**SUBSTANTIATION OF RADIOMETRIC MEASUREMENT APPROACH
FOR JOINT DETERMINATION OF RADON AND THORON IN SOIL GAS**

M.G. Buzynnyi, L.L. Mikhailova, M.O. Romanchenko, V.I. Sakhno

Applicability of the radiometric method of measurement of $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$ activity ratios in samples of soil gas is substantiated. Use of emanation measurement equipment and techniques based on liquid-scintillation counting is applicable. Model dependencies were calculated and a nomogram for determining of the $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$ activity ratio was built. Method was tested in field measurements under estimation of soil site.

УДК 614.73.

**ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ
НАСЕЛЕНИХ МІСЦЬ ТА МЕТОДІВ ЇХ ОЧИЩЕННЯ**

Демчук В.В., Мартинюк О.В., Федоренко О.В., Троян Л.В.

ДУ "Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМН України", м. Київ

На даний час приблизно 70 відсотків населення розвинутих країн світу проживає в міській місцевості. У зв'язку з цим, вивчення особливостей розповсюдження і поведінки

різних забруднювачів, у тому числі і радіонуклідів, в містах і міських селищах має велике значення.

Такі процеси, як сухе та вологе осадження радіоактивних аерозолів, орографічне збільшення опадів і приховане осадження, вторинний підйом радіонуклідів з поверхні землі підкоряються загальним екологічним закономірностям [1,2], але в міському середовищі мають свої особливості [3].

Мета роботи – показати, як ці особливості впливають на розповсюдження та видалення радіонуклідів в міському середовищі.

1. Сухе та вологе осадження. Сухе осадження, яке пов'язане з прямою взаємодією аерозолію, що знаходиться в повітрі, з поверхнею, і вологе осадження, яке пов'язане з випаданням дощу або іншими формами опадів, прийнято розглядати окремо [1-2]. Сухе осадження є безперервним, тоді як вологому осадженню властива епізодичність, пов'язана з випаданням опадів.

1.1. Сухе осадження. Як з'ясувалося, використання “усередненої швидкості осадження” для розрахунків спустошення радіоактивної хмари над міським комплексом не дає реальної картини розповсюдження забруднення [4]. З одного боку, це поняття застосовне, оскільки міські комплекси, як правило, простягаються на багато кілометрів. З другого боку, елементи міського ландшафту ніколи не бувають однорідними за складом, розмірами та походженням. Внаслідок цього

локальні швидкості осадження, які можуть бути визначені, не є показовими для цілого міста. Ця суперечність у сукупності з технічними труднощами визначення низхідного потоку над вершинами елементів міського ландшафту (дахи будівель тощо), обмежує застосування такого підходу.

Альтернатива полягає у дослідженні радіоактивних відкладень на зовнішніх і внутрішніх елементах міської забудови і визначенні їх зв'язку з концентраціями забруднювача у повітрі. Однак спроби застосовувати ці результати до всього міського ландшафту виявилися ще складнішими ніж використання “усередненої швидкості осадження”. Фактично кожна поверхня в міському навколишньому середовищі має унікальну швидкість осадження, яка залежить від природи поверхні, її індивідуальних архітектурних особливостей і місцеположення в межах міського поля вітру (наприклад, підвищене осадження може спостерігатися на підвіконнях та у швах будівель).

Для чорнобильських випадін швидкості осадження найбільш значущих радіонуклідів-забруднювачів на різні поверхні мали прийнятні значення на відкритих площах, на межах та в зонах щільної забудови. Але разом з тим, швидкості осадження більшості радіонуклідів на дахах і стінах будівель виявилися вищими, ніж на дорогах (див. таблицю 1). Це явище можна віднести на рахунок підвищеної швидкості атмосферних збурень і вітру на рівні дахів будівель.

Таблиця 1. Швидкості осадження ^{134}Cs , ^{137}Cs і ^{131}I на різних міських поверхнях визначені після аварії на Чорнобильській АЕС [5,6].

Радіонуклід	Швидкості осадження (см×с ⁻¹)		
	Дах	Стіна	Дорога
^{137}Cs	0,028 - 0,035	0,001- 0,002	-
^{134}Cs	0,027 - 0,029	-	0,0045 - 0,011
^{131}I	0,02 - 0,32	0,027 - 0,03	0,03 - 0,033

Швидкість осадження ^{134}Cs на міські дерева і чагарники (0,03-0,13 см×с⁻¹) була в середньому вища, ніж на поверхні дахів, тоді як швидкість осадження на траву змінювалась у широкому діапазоні значень (0,015-0,099 см×с⁻¹ для ^{134}Cs) і була майже пропорційна її масі на одиницю площі [5]. Але вод-

ночас, ці тенденції не справджувалися для ^{131}I через присутність у випадіннях різновидів радіоактивного йоду (частинки, газоподібна форма, метил-йодид, тощо). Швидкості осадження для чорнобильських радіонуклідів виявилися взагалі вищими, ніж для глобальних випадін.

1.2. Вологе осадження. На даний час встановлено, що над великими містами з населенням більше 1 мільйона спостерігається підвищення частоти короткочасних злив, збільшення кількості опадів і осаджень [7]. Одна з причин цього явища – підвищений вміст аерозолів і пилу у атмосфері міст, які є центрами конденсації вологи у дощових хмарах [1-2].

Як правило, конвекційний механізм короткочасної зливи охоплює великі об'єми повітря і може призвести до підвищення випадіння у обмежених, невеликих областях (утворення “гарячих точок”). Після чорнобильської аварії кореляція між кількістю опадів і рівнем радіоактивного забруднення була підтверджена у багатьох країнах (Білорусь, Швеція, Англія) [1,8-9].

Розглядаючи наслідки цього явища слід враховувати, що положення зони підвищених опадів суттєво залежить від місцезнаходження міської промислової зони (зон) та сезонного розподілу напрямків вітру. Часто збільшення опадів спостерігалось не безпосередньо над багатомільйонними містами, а на прилеглих до міста підвітряних територіях.

Незважаючи на те, що вологе осадження більш ефективно видаляє забруднювачі з атмосфери (особливо частинки), сухе осадження є неперервним і постійним. Отже, найбільш вірогідно, що при неперервних викидах забруднювача обидва процеси є вагомими. Для швидкоплинних (аварійних) викидів радіонуклідів у атмосферу важливо, чи буде перехоплена зливою утворена радіоактивна хмара. Оцінка можливих аварійних наслідків також обов'язково повинна враховувати взаємне положення ядерних об'єктів та великих міст-мільйонників відносно переважаючих напрямків вітру, які характерні для даної місцевості.

2. Механічний перенос забруднення. Забруднений пил із екологічно небезпечних зон може бути перенесений на місцеві дорожні покриття шинами транспортних засобів. Крім того, забруднені радіонуклідами матеріали, що транспортуються, також можуть потрапити до складу вуличного пилу. На даний час вважається, що механічний перенос пилу і забруднювачів має більше значення у міських, а не в сільських районах, внаслідок

більшої кількості та більш інтенсивного руху транспортних засобів.

Механічне транспортування суттєво впливає на рівень внутрішнього забруднення помешкань. Цей висновок був отриманий у 80-х рр. минулого століття у результаті визначення вмісту плутонію в пилу помешкань жителів селищ поблизу Sellafield (Англія), які ніколи не відвідували ядерне виробництво, та у тих, хто відвідував його досить часто. З'ясувалося, що забруднення помешкань, в першу чергу, пов'язане з механічним перенесенням пилу взуттям із назовні. Пізніше ці висновки були підтверджені дослідниками з використанням флуоресцентних трасерів [3].

3. Перерозподіл забруднення у довкіллі. Безпосередня оцінка впливу міського комплексу на перерозподіл забруднення виявляється майже неможливою. Для розв'язання такої задачі необхідно визначити керований вітром перерозподіл між різноманітними поверхнями, а також врахувати вплив механічного перерозподілу. Якщо ж зважити на те, що поле вітрів у межах міста залишається фактично не вивченим, то прогнозування перерозподілу забруднення стає практично нездійсненним. Перерозподіл доводиться визначати, узагальнюючи результати окремих досліджень.

Відомості про перерозподіл забруднення, що спричиняється рухом транспортних засобів по асфальтовому покриттю, були отримані з допомогою ZnS-трасерів [10]. Показники перерозподілу збільшувалися із розміром транспортного засобу та були пропорційні квадрату швидкості його руху. Така залежність пояснювалася зростанням атмосферних збурень, хоча, можливо, певну роль відігравав тиск шин на дорожнє покриття. Було відмічено, що вивітрювання зменшує вторинний перерозподіл трасера, однак його кількість, яка видаляється за рахунок викликаного вітром перерозподілу, була віднесена до малозначущих чинників і не визначалася.

Було встановлено, що за умов інтенсивності руху на головній магістралі – один транспортний засіб за секунду, швидкість перерозподілу забруднення може досягати значень від 10^{-5} до 10^{-2} с^{-1} , що перевищує швидкість перерозподілу за рахунок дії вітру. Однак просторовий перерозподіл, викликаний рухом транспортних засобів, в значній

мірі обмежений. В той же час, перерозподіл забруднення за рахунок дії вітру може охоплювати значні поверхні.

Розрахунки, виконані за умови – швидкість перерозподілу $1,7 \times 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ на один транспортний засіб показали, що на головній магістралі міста перерозподіл забруднення, викликаний рухом транспортних засобів, стає зрівняним з потоком сухого осадження після декількох сухих днів. Але таке явище не спостерігається на вторинних шляхах з низьким транспортним завантаженням.

Викликаний вітром перерозподіл забруднення у межах міста і в сільських районах дещо відрізняється не тільки за рахунок різної швидкості вітру. Швидке висихання шляхів із твердим покриттям у містах збільшує проміжок часу, на протязі якого пил та забруднення доступні для перерозподілу.

На ґрунтових дорогах у сільській місцевості ерозія та вивітрювання забруднювача мають суттєве значення. Однак на асфальтованих міських шляхах ерозія менш впливова, оскільки забруднення досить швидко переміщується через зливові стоки до каналізації.

4. Механічне очищення. Відомо, що прибирання вулиць благотивно впливає на міське оточуюче середовище. Однак у дослідженнях, виконаних у 80-х рр. минулого століття, було з'ясовано, що широко вживана міська практика прибирання сміття та пилу малоефективна для видалення дрібнодисперсних фракцій.

Машина з щіткою, що обертається, та вакуумним всмоктуванням пилу виявилася ефективною для видалення 80% частинок пилу, розміром більше 2 мм, та 15% дрібнодисперсної фракції пилу, розміром не більше 40 мкм [11].

Також виявилася, що змивання водою після механічного ротаційного прибирання дає незначний ефект для частинок розміром більше 250 мкм, але водночас майже подвоює кількість видалених частинок розміром від 30 мкм до 250 мкм [12,13].

Незважаючи на деяку розбіжність отриманих результатів і дискусії з цього приводу, дослідники схильні до висновку, що механічне прибирання вулиць з інтервалом 1-2 місяці не є ефективним засобом ви-

далення дорожнього поверхневого забруднення. Однак воно може сприяти більш ефективному наступному змиванню, за рахунок подрібнення великих частинок і їх перерозподілу по площі вулиці.

5. Гідроочищення. Видалення забруднювачів з допомогою води (у вигляді розчину або колоїду) може відбуватися за рахунок інфільтрації через водопроникні поверхні або ж завдяки їх змиву із стоками.

Вважається, що у сільській місцевості інфільтрація є основним шляхом видалення води. У міській місцевості за рахунок збільшення кількості водонепроникних поверхонь гідрологічний режим змінюється на користь стоків. Інфільтрації через доступні водопроникні поверхні, в кінцевому рахунку, завершується переміщенням забруднювачів до ґрунтових вод. У міському довкіллі вагому роль відіграє змив пилу та забруднення з водонепроникних поверхонь до шляхових каналізаційних колекторів.

Ефективність вказаних шляхів видалення міських забруднювачів залежатиме від фізико-хімічної форми забруднення. Як правило, змив до каналізаційних колекторів або переміщення забруднювачів до ґрунтових вод супроводжується десорбцією забруднювачів з частинок пилу та поверхонь. Також суттєво, яким чином були попередньо депоновані забруднювачі – сухим чи вологим осадженням. Відмічено, що через один-два дні забруднення, депоноване сухим осадженням, починає себе вести так, ніби воно було депоноване вологим шляхом. Цю зміну поведінки пов'язують із впливом туману, роси або легкого дощу. Водночас визнається, що рясна короткочасна злива на протязі цих перших днів сприяла б видаленню деякої частини забруднення [14].

Аналіз водного балансу показує, що стоки з водонепроникних поверхонь, як правило, коливаються у межах від 35 до 80% від загального обсягу зливи. Вважають, що такі показники зумовлені не тільки прямою інфільтрацією через проникні поверхні, яка є конкуруючим процесом, а і обмеженою пропускнуою здатністю каналізаційних колекторів та втратами на фільтрацію у каналізації.

Висновки

Суттєва різниця між забрудненням міської та сільської місцевостей є наслідком фізико-хімічних, архітектурних, метеорологічних та ін. відмінностей, що притаманні цим місцевостям.

Пил та забруднювачі можуть потрапити до міського довкілля за рахунок сухого та вологого осадження або механічного транспортування. Із-за складності та розмаїття міських поверхонь, зміни сили та напрямків вітру сухе осадження у містах виявляється дуже різномірним. Вагомий внесок у розповсюдження та перерозподіл забруднення у межах міста вносить рух автотранспорту.

Після осадження більшість забруднювачів швидко втрачає свою індивідуальність за рахунок сорбції на частинках місцевого ґрунту. Накопичення, перерозподіл та видалення міського пилу та забруднювачів регулюється завдяки одночасній дії різних екологічних та антропогенних процесів: механічного транспортування, перерозподілу, механічного очищення, гідроочищення, тощо.

У сільській місцевості вологе осадження, як правило, приводить до більш однорідного забруднення. На противагу, змиви та каналізаційні стоки з водонепроникних міських поверхонь викликають суттєві зміни поверхневого забруднення у межах міста.

Радіонукліди, видалені з міського довкілля гідрологічними процесами, у кінцевому рахунку, потрапляють до ґрунтових вод, річок, водоймищ. Тому поступове зменшення впливу радіонуклідів на міське середовище може компенсуватися потенційним збільшенням радіологічного “тиску” через харчові ланцюги та вживання питної води.

Викладені вище особливості забруднення міської та сільської місцевості обов’язково повинні враховуватися. Вони можуть впливати на зміст, послідовність та трудомісткість процедур повсякденного контролю довкілля. А у радіаційно небезпечних ситуаціях від них може суттєво залежати вибір оптимальної стратегії дезактивації.

ЛІТЕРАТУРА

1. Демчук, В.В. Особливості радіоактивного забруднення довкілля атмосферним шляхом /В.В. Демчук, А.В. Мартинюк //Гігієна населених місць. – 2010. – №56. – С. 248-258.
2. Harrison, R.M. Radioecology after Chernobyl. 3. Atmospheric Pathways [Електронний ресурс] /R.M. Harrison et all //Режим доступу: <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope50/chapter03.html>, вільний.
3. Hewitt, C.N. Radioecology after Chernobyl. 6. Behaviour and Decontamination of Artificial Radionuclides in the Urban Environment [Електронний ресурс] /R.M. Harrison et all //Режим доступу: <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope50/chapter06.html>, вільний.
4. Underwood, B.K. Dry deposition to a uniform canopy evaluation of a first-order-closure mathematical model /B.K. Underwood //Atmospheric Environment. – 1987. – V.21, – P. 1573-1585.
5. Roed, J. Dry deposition in rural and urban areas in Denmark /J. Roed //Radiat. Prot. Dosim. – 1987. – V. 21. – P. 33-36.
6. Nicholson K.W. Deposition of cesium to surfaces of buildings /K.W. Nicholson //Radiat. Prot. Dosim. – 1987. – V. 21. – P. 37-42.
7. Stanley, A. Examples of Climate Information Provided by a State Climate Center /A. Stanley, Jr. Changnon //Amer. Meteorolog. Soc. – 1982. – V. 21. – P. 551-559.
8. Демчук, В.В. Джерела радіаційного забруднення довкілля, дози опромінення та їх біологічні наслідки /В.В. Демчук, О.В. Мартинюк, Л.В. Троян, О.В. Федоренко //Довкілля та здоров’я. – 2010. – №2(53). – С. 50-57.
9. Persson, C.R. The Chernobyl accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached and were deposited in Sweden /C. Persson, R. Henning, L.E. de Geer //Ambio. – 1987. – V. 16. – P. 20-31.

10. Sehmel G.A. Particle and gas dry deposition: a review /G.A. Sehmel //Atmos. Environ. – 1980. – V.14. – P. 983-1011.
11. Sartor, J.D. Street sweeping as a pollution control measure – Lessons learned over the past ten years /J.D. Sartor, D. R. Gaboury //Science of the Total Environment. – 1984. – V.33. – P. 171-183.
12. Revitt, D.M. Rain water leachates of heavy metals in road surface sediments. /D.M. Revitt, J.B. Ellis //Water. Res. – 1980. – V.14. – P. 1403-1407.
13. Bender, G.M. Effectiveness of street sweeping in urban runoff pollution control /G.M. Bender, M.L. Terstriep //The Science of the Total Environment. – 1984. – V. 33. – P. 185-192.
14. Crick M.J. A model for evaluating exposure from radioactive material deposited in the urban environment /M.J. Crick and Brown J. //United States Environmental Protection Agency. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP) [Електронний ресурс] Режим доступу: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe>, вільний.

ОСОБЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НАСЕЛЕННЫХ МЕСТ И МЕТОДОВ ИХ ОЧИСТКИ

Демчук В.В., Мартынюк А.В., Федоренко Е.В., Троян Л.В.

Обзор. Рассмотрены особенности распространения радиоактивного загрязнения в городской и сельской местности, которые связаны с физико-химическими, архитектурными, метеорологическими и т. п. различиями этих местностей. Обсуждается влияние различий городской и сельской местности на процессы осаждения, перераспределения и удаления загрязнения.

THE FEATURES OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF THE POPULATED PLACES AND METHODS OF THEIR CLEANING

V.V. Demchuk, A.V. Martynyuk, E.V. Fedorenko, L.V. Trojan

The review. Singularities of distribution of radiological contamination in urban and rural area, with are related to the physicochemical, architectural, meteorological, etc. differences of these terrains are viewed. The influence of differences urban and rural area on processes of deposition, reallocation and contamination removal is considered.

Куратор розділу – д. біол. наук, проф. Лось І.П.