

В. К. Шинкаренко*, С. А. Паскевич, Є. А. Меньшенін, О. О. Одінцов*Інститут проблем безпеки АЕС НАН України, Київ, Україна**Відповідальний автор: shynkarenko.viktor@gmail.com**РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ЛИСТКІВ ДЕРЕВНИХ РОСЛИН,
ЩО ЗРОСТАЮТЬ У МЕЖАХ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС**

Наведено дані про стан забруднення радіоактивними речовинами листків рослин, що зростають безпосередньо на території осушеної частини водойми-охолоджувача ЧАЕС. Показано, що основним джерелом забруднення є кореневе надходження радіонуклідів (^{137}Cs та ^{90}Sr), яке більш виражене на раніше осушених ділянках порівняно з недавно оголеними. На поверхні листків методом авторадіографії виявлено гарячі частки, сумарна β -активність яких становить одиниці відсотків від загального забруднення. Обговорено можливі джерела надходження гарячих часток до повітряних потоків у районі північної частини водойми-охолоджувача.

Ключові слова: осушення водойми-охолоджувача, гарячі частки, авторадіографія, накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr рослинністю, вітрова ресуспензія.

1. Вступ

Водойма-охолоджувач ЧАЕС є найбільшою і водночас найбільш забрудненою радіонуклідами замкненою водоймою зони відчуження. У період активної фази аварії надходження продуктів поділу відбувалось у ході випадань на водну поверхню та внаслідок скидання високоактивних вод системи охолодження реактора і вод, що використовувались при гасінні пожежі. За роки після аварії відбулось концентрування радіонуклідів у донних відкладеннях за рахунок осідання високоактивних гарячих часток¹, переважно у вигляді часток опроміненого палива, а також сорбції розчинених у воді радіонуклідів (здебільшого ^{137}Cs) мінеральними частками та органічною складовою мулу. Тривалий час високоактивні мулисті відкладення були ізольовані шаром більш пізніх відкладень та практично чистої води, завдяки високому значенню рН та малій концентрації кисню вони були фактично «законсервовані» в товщі мулу [2 - 6].

У ході осушення водойми її рівень опустився більш ніж на 6 м, похилі береги, що оголилися, укриті шаром піску, мул, що колись лежав на їхній поверхні, був змитий у результаті переносу мулистих часток із зон прибою та нахату в прибережній смузі до більш глибоких ділянок дна.

¹ Під терміном «гарячі частки» (ГЧ) разом з автором роботи [1] ми розуміємо пилоподібні стабільні утворення з питомою активністю, що значно (на кілька порядків) перевищує фоновий рівень. Загальноприйнятого визначення ГЧ не існує, це поняття використовують у випадках, коли виникає необхідність враховувати особливості ГЧ як стабільного утворення – імовірніший характер потрапляння в об'єкт і/або неоднорідність розподілу випромінювання поблизу частки.

На менш похилих ділянках оголеного дна залишається шар мулу. У результаті був порушений існуючий до осушення розподіл гарячих часток по глибині донних відкладень – на поверхню шару мулу була винесена деяка кількість гарячих часток, раніше перекритих менш активними шарами мулу, що збільшує загрозу вітрового піднімання і подальшого перенесення їх [7].

Унаслідок прискореного розкладу паливних часток на осушених ділянках очікується ріст доступних для рослин форм радіонуклідів [6], що вже отримало й деяке експериментальне підтвердження – у процесі тривалого витримування масиву мулу на березі відзначене збільшення вмісту розчинних форм ^{90}Sr та ^{137}Cs [8, 9]. Ріст радіоактивного забруднення рослин поряд з ростом їхньої біомаси внаслідок заростання осушених ділянок може стати певною загрозою поширення радіоактивних речовин за межі зони відчуження у випадку пожежі [7].

Вітрова ресуспензія на осушених ділянках значною мірою блокується рослинністю, якою інтенсивно заростають такі ділянки. Крім зменшення вітрової ресуспензії за рахунок зниження швидкості вітру в приземному шарі поблизу поверхні ґрунту рослинність може перехоплювати гарячі частки з повітряного потоку та сприяти осадженню їх. Відомо, що всередині лісових біогеоценозів найвищі концентрації радіонуклідів відзначаються на навітряних (по відношенню до джерела викиду) узліссях. Аерозольні частки затримуються поверхнею листків та хвої, але внаслідок слабого зв'язку нерозчинних радіоактивних часток з поверхнею рослин такі частки легко здуваються вітром і змиваються атмосферними опадами.

Відбувається швидке переміщення радіонуклідів під полог лісу [10, 11]. У нашому випадку ситуація дещо інша – ми маємо справу з рослинністю, розташованою безпосередньо біля ділянок, де відбувається перенесення вітром пилу з осушених, високо забруднених радіонуклідами ділянок днища водойми-охолоджувача. Відомо, що нанесені на поверхню листків радіонукліди в розчинному вигляді можуть бути включені в метаболізм рослини, але на даний час основним видом поверхневого забруднення є практично нерозчинні паливні частки, які можуть утримуватись на верхніх листках лише протягом деякого часу.

Метою роботи є оцінка внеску шляхів накопичення радіонуклідів надземною біомасою деревних видів рослин (верба гостролиста та береза повисла), що зростають на ділянках осушеного дна водойми-охолоджувача ЧАЕС, – захоплення гарячих часток на поверхні листків рослин унаслідок аерального перенесення та кореневого надходження радіонуклідів.

2. Прилади та матеріали

Зразки листків (гілочок) верби гостролистої (*Salix acutifolia*) та берези повислої (*Betula pendula* Roth.) з північного берега водойми-охолоджувача та частково осушеної його частини були відібрані на тих же ділянках двічі: 9 липня і 12 вересня 2019 р. Відбір проводили після тривалого періоду сухої погоди з тим, щоб запобігти змиванню гарячих часток з листків під час дощу. Схему розташування точок відбору та відповідні параметри наведено на рис. 1 та в табл. 1. У кожній з точок проби рослин відбирали на двох висотах – близько 1 та 2 м. Точки відбору зразків № 1 - 4 знаходяться біля урізу води, рівень якої стабілізувався відповідно до природних гідрогеологічних умов заплави р. Прип'ять. Точка № 5 знаходиться на ділянці, осушення якої відбулось у 2016 - 2017 рр. Точка № 6 вибрана на ділянці осушеного у 2014 - 2015 рр. дна. Ця ділянка утворена піщаними відкладеннями, вийнятими з руслової частини р. Прип'ять при будівництві водойми-охолоджувача ЧАЕС.

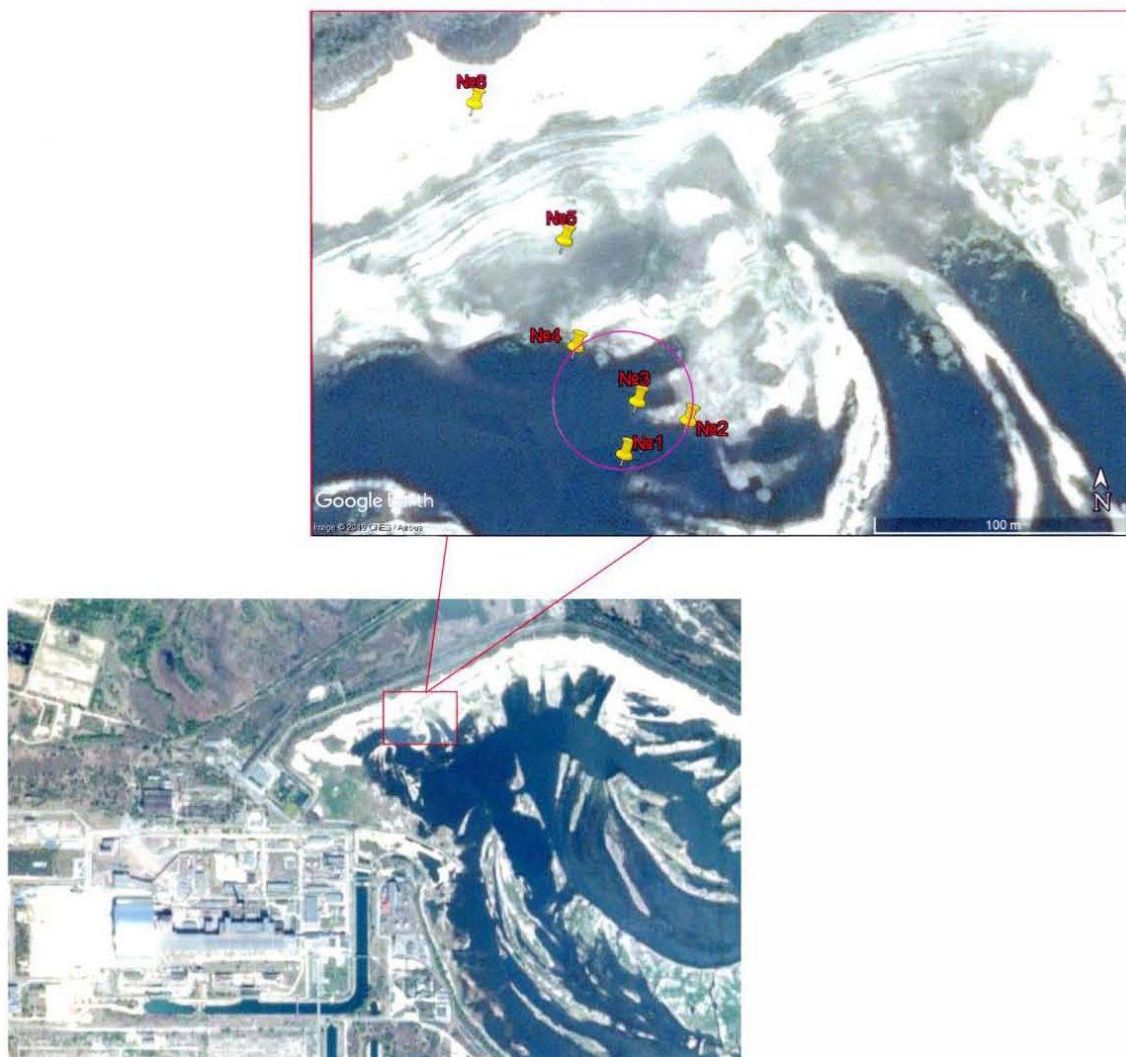


Рис. 1. Схема розташування точок відбирання проб. Водойма-охолоджувач ЧАЕС, 2019 р.

Таблиця 1. Характеристики точок відбору проб

№ ділянки	Північна широта	Східна довгота	Вид проби	ПЕД* на висоті 0,1 м, мкЗв/год
1	51.39682	30.11591	гілочки верби	5,9
2	51.396941	30.11627		н/д
3	51.39701	30.11598		3,2
4	51.39721	30.11562		2,7
5	51.39761	30.115541	гілочки берези	5,6
6	51.39814	30.11499	гілочки верби	1,9

* Потужність еквівалентної дози.

Підготовка зразків листків до радіографічних досліджень. Для уникнення втрат гарячих часток з поверхні листків відібрані зразки рослин (гілочки) безпосередньо на місці відбору обережно розкладали на картонних підкладках, у кількох точках фіксували скотчем та накривали захисним покриттям з тонкого конденсаторного паперу. Це мало запобігти втраті гарячих часток зі зразка. Звісно, у процесі маніпуляцій зі зразком такі частки могли бути струшеними з поверхні листків, але в будь-якому випадку вони повинні були лишитися під захисним папером. Підготовані зразки вкладали в гербарний прес і перекладали шарами сухого гербарного паперу. Папір щодня змінювали на сухий до повного висихання листків.

Радіографічні дослідження. Радіографічні дослідження проводили з використанням медичної рентгенівської плівки фірми *Carastream* згідно з [12 - 14]. Для підвищення чутливості та зменшення мінімальних активностей, які буде можливо зареєструвати, була застосована тривала експозиція в 48 діб. Цифрові денситограми авторадіографічних плям отримували скануванням у режимі відбивання на сканері *Epson Perfection 1670*, роздільна здатність 600 точок на дюйм. Визначення параметрів радіографічних плям проводили за допомогою пакета обробки зображень *Image-Pro Plus 6.0*. Для визначення β -активності² часток за параметрами їхніх радіографічних зображень будували калібрувальну залежність, отриману за даними авторадіографії лінійки часток з відомою активністю: 100; 17,5; 12,6; 6,2; 4,8; 1,47; 0,85; 0,44; 0,27 та 0,06 Бк. Свого часу (2002 - 2003 рр.) з повітряних фільтрів, експонованих поблизу об'єкта «Укриття» після суміщення з відповідними авторадіограмами були вирубані кружечки діаметром 8 мм, що відповідали окремій радіографічній плямі. Після

повторної радіографії вирубаних фрагментів з них були відібрані ті, що містили лише одну гарячу частку і мали низький рівень стороннього фону. Бета-активності відібраних часток були визначені за допомогою низькофонового пропорційного лічильника *LB-720 (Bekman)*. В якості математичного лекала для калібрувальної залежності була взята функція $LnA = a \cdot Ln(IOD)^b + c$. Тут A – активність частки, IOD – інтегральне значення оптичної густини радіографічної плями, a , b та c – коефіцієнти наближення, які визначали за допомогою пакета *Statistica-6.0*.

Радіохімічні дослідження. Вимірювання активності ^{137}Cs у повітряно-сухих пробах рослинності виконували за допомогою γ -спектрометричного комплексу (*CANBERRA*), обладнаного напівпровідниковим детектором з надчистого германію. Мінімальна активність ^{137}Cs (661,6 кеВ), яку можна було визначити за даної геометрії вимірювань, становила 0,4 Бк/пробу.

Радіохімічне виділення ^{90}Sr з озолених при 550 °С проб виконували за методикою [15] після кислотного розчинення зольного залишку. Бета-радіометричні вимірювання ^{90}Sr (SrCO_3) проводили за допомогою низькофонового бета-радіометра УМФ-1500.

Визначення площі листової поверхні. Перед проведенням радіохімічних досліджень листки кожного зразка рослинності сканували. Для цього їх відділяли від стебел та розкладали на склі сканера уникаючи перекриття. Поряд з листками розміщували забарвлений прямокутник відомої площі. Визначення площ листків проводили за допомогою пакета *Image-Pro Plus 6.0*.

Метеорологічні дані. Аналіз погодних умов поширення радіоактивних аерозолів проводили за даними міні-метеостанції ІПБ АЕС НАН України *CR-10*, розташованої на даху адміністративного корпусу об'єкта «Укриття». Основні метеорологічні параметри (напрямок і швидкість вітру, температура, вологість повітря, опади) осереднювалися і запам'ятовувалися по 10-хвилинних інтервалах.

² Авторадіографічні зображення формують переважно β -частинки, іонізуюча здатність яких, залежно від енергії, у $10^2 \div 10^3$ разів вища, ніж у γ -квантів та рентгенівського випромінювання [12].

3. Результати та обговорення

Біометричні дані зразків та їхнє кодування наведено в табл. 2. Зазначимо, що сухі маси зразків і площі їхньої листової поверхні достовірно

($p > 95\%$) корелюють між собою ($R = 0,72$). Помірна величина коефіцієнта кореляції пов'язана перш за все з тим, що присутні в зразках гілочки впливали на масу зразка, але не враховувались у площі листової поверхні.

Таблиця 2. Біометричні дані та кодування зразків

Код зразка	№ ділянки	Рослина	Висота відбору, м	Суха маса зразка, г	Площа листової поверхні*, см ²	
1.1	1	верба	1	2,04	110	
1.2	1		2	2,61	162	
2.1	2		1	2,05	174	
2.2	2		2	3,91	331	
3.1	3		1	4,38	280	
3.2	3		2	3,61	303	
4.1	4		1	2,65	150	
4.2	4		2	4,02	199	
5.1	5		1	3,34	200	
5.2	5		2	3,09	182	
5.3	5		береза	–	2,41	227
6.1	6		верба	1	3,05	231
6.2	6	2		2,84	200	

* Площа поверхні однієї сторони.

На рис. 2 наведено авторадіограми зразків з найбільш вираженою β -активністю. Рівномірне забруднення β -активними випромінювачами листків окремих зразків, а також більш інтенсивно виражене забруднення стебел, розгалужень та точок росту (див. зразки 5.1 та 5.2) свідчать на користь гіпотези про кореневий шлях забруднення. Інші радіограми малоінформативні – зображення на них практично відсутні. Однак на радіограмах усіх зразків рослин були виявлені гарячі частки малої активності. Унаслідок слабого

зв'язку гарячих часток з поверхнею листків частина їх у процесі підготовки зразків була струшена на поверхню планшетів, де й була зафіксована радіографією. Такі частки теж були віднесені до відповідних зразків. Мінімальні зафіксовані активності гарячих часток при експозиції 48 діб змінювались у діапазоні 0,002 - 0,05 Бк. Більші значення одержані для часток на фоні забруднених листків. Слід зауважити, що ці цифри є обмеженням методу визначення і не виключають наявності менших за активністю часток.

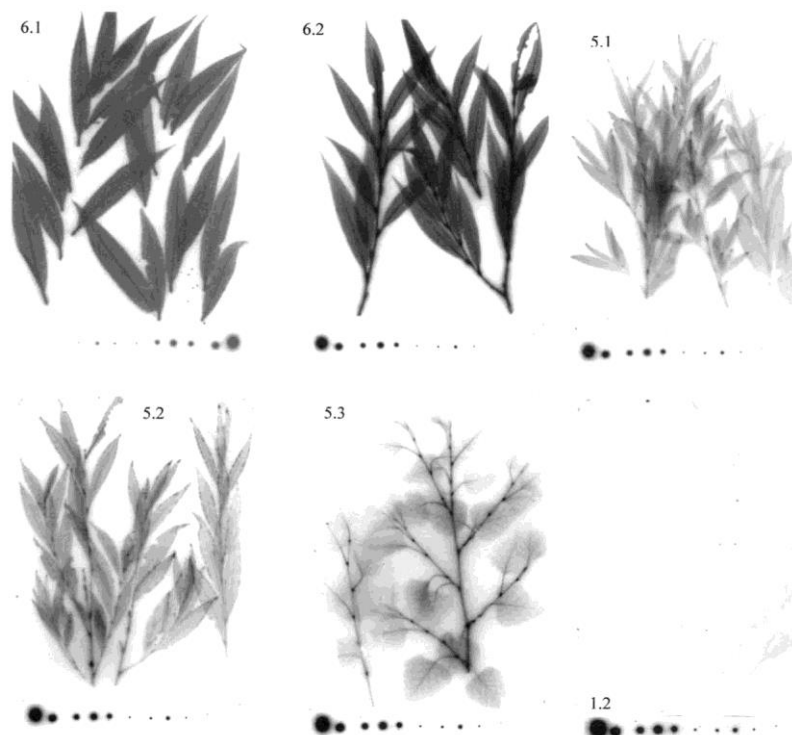


Рис. 2. Авторадіограми та відповідні коди зразків рослинності. Внизу – авторадіограми лінійки частинок з відомою активністю.

Число часток, їхні сумарні β -активності, результати визначення питомих активностей ^{137}Cs та ^{90}Sr , а також розраховані β -активності зразків наведено в табл. 3. Розрахунок питомої β -активності зразків проводили сумуванням активностей

виявлених радіонуклідів β -випромінювачів: $A_{\beta} = A_{^{137}\text{Cs}} + 2A_{^{90}\text{Sr}}$. Активність ^{90}Sr враховано двічі, оскільки дочірнім продуктом його розпаду є ^{90}Y , який перебуває в рівновазі з ^{90}Sr і теж є β -випромінювачем.

Таблиця 3. Радіометричні характеристики зразків

Код зразка	Число гарячих часток на зразку		Сумарна β -активність гарячих часток на зразку, Бк		Питома активність, Бк/г (лише для відбору 1)				β -активність зразка Бк
	Відбір 1	Відбір 2	Відбір 1	Відбір 2	^{137}C	\pm	^{90}Sr	\pm	
1.1	22	10	0,49	0,85	3,14	0,29	3,29	0,73	19,8
1.2	26		1,55		4,71	0,31	3,61	0,71	31,1
2.1	31	32	0,38	1,24	1,96	0,25	8,37	1,29	38,3
2.2	20		0,18		1,64	0,18	6,15	1,32	54,5
3.1	27	15	0,34	0,37	1,94	0,19	4,14	0,52	44,8
3.2	11		0,05		3,41	0,22	3,23	0,67	35,6
4.1	82	59	1,76	3,18	0,98	0,18	1,02	0,23	8,0
4.2	29		0,34		0,78	0,16	1,91	0,48	18,5
5.1	16	9	0,29	0,55	1,89	0,21	59,2	7,8	402
5.2	13		0,69		0,91	0,17	54,7	5,9	341
5.3	78		1,67		1,33	0,22	31,1	3,7	153
6.1	107	165	6,66	15,9	119	5	265	35	1980
6.2	33		0,27		94,1	3,8	199	23	1398

Бачимо, що власна β -активність рослинних зразків суттєво перевищує активність гарячих часток, затриманих на їхній поверхні. Враховуючи розподіл β -випромінювачів по поверхні листків, зокрема їхнє концентрування в активних точках росту та практичну нерозчинність осаджених на поверхні листків гарячих часток і, відповідно, недоступність для рослин радіонуклідів, що містяться в таких частках, можна зробити висновок про те, що забруднення рослин, які виростають на ділянках осушеного днища

водойми-охолоджувача ЧАЕС, на даний час визначається кореневим шляхом надходження.

Число гарячих часток та їхні сумарні активності на зразках добре корелюють між собою (рис. 3). Це свідчить на користь припущення про спільні джерела надходжень і процеси відкладення гарячих часток на поверхню листків в обох випадках. Гіпотезу про дію різних факторів, які призводять до тих же результатів, відкинемо як малоймовірну.

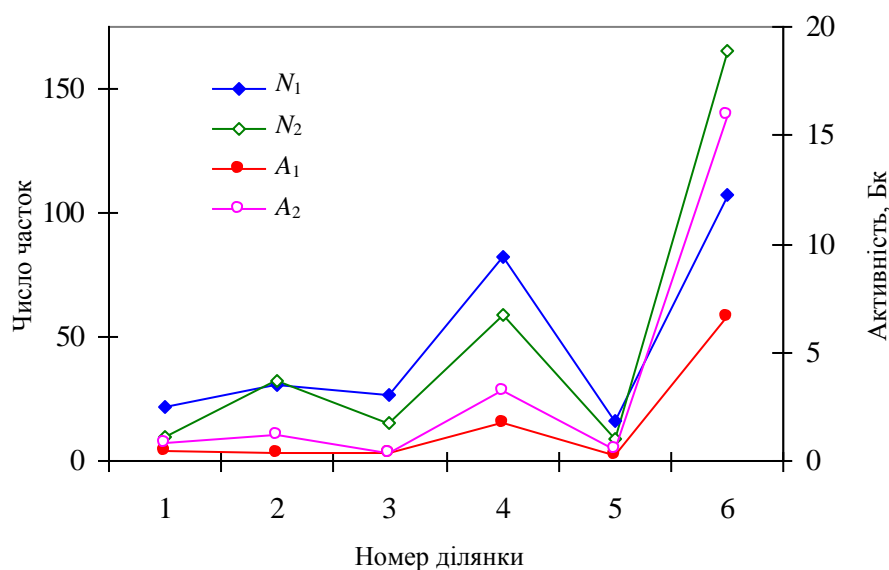


Рис. 3. Співвідношення числа гарячих часток (N) та їхньої активності (A) на листі рослин з різних ділянок. Висота відбирання проб 1 м, нижній індекс відповідає номеру відбору. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

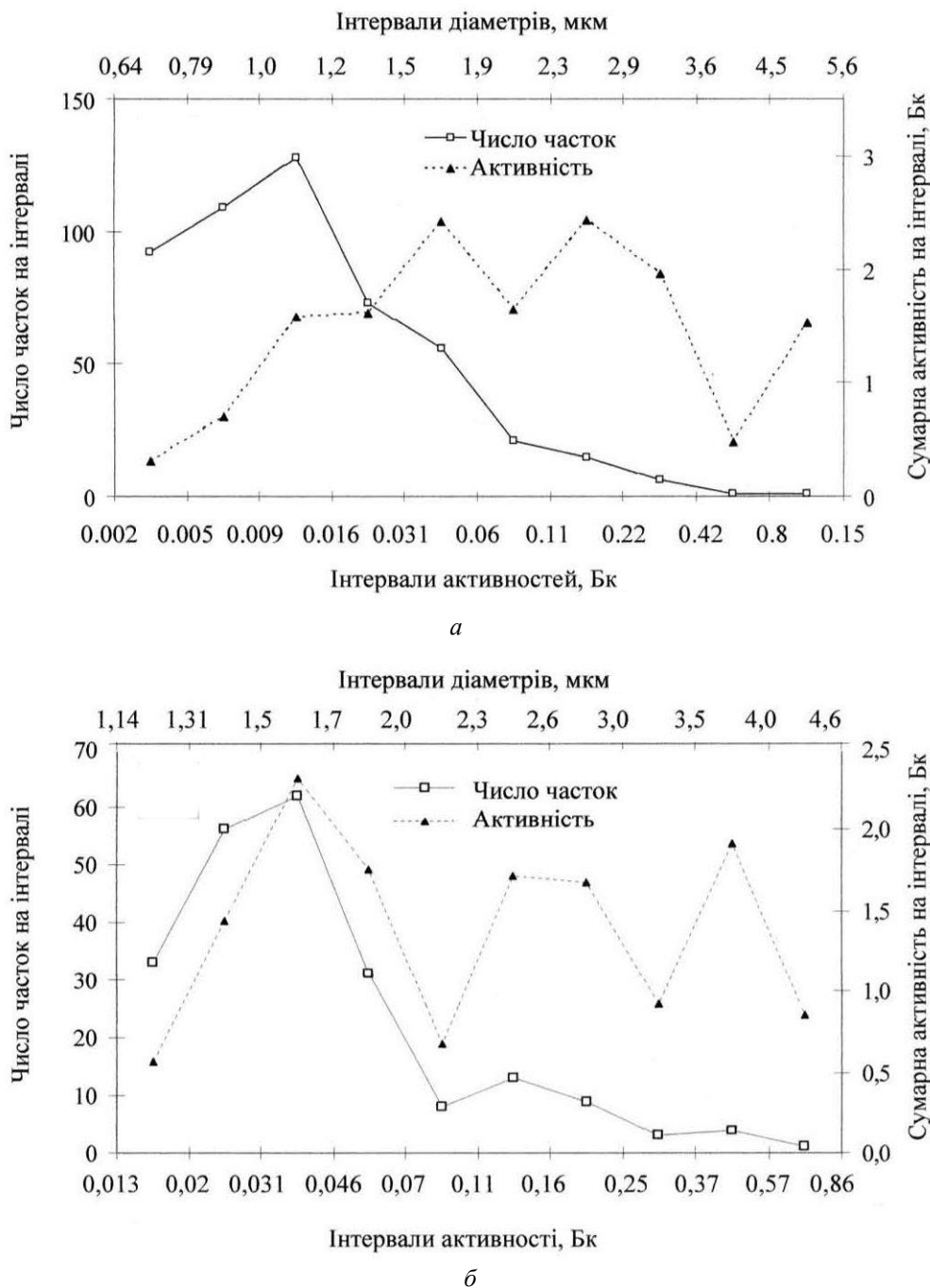


Рис. 4. Гістограми розподілу числа гарячих часток та їхньої активності по інтервалах активності: *a* – відбір 1, *б* – відбір 2.

На рис. 4 наведено гістограми розподілу числа гарячих часток та їхніх активностей по інтервалах активності. Гістограми розподілу по активності для обох відборів схожі, що теж можна вважати деяким підтвердженням гіпотези про спільні джерела аерозольних часток.

Шкали діаметрів гарячих часток, що наведені у верхній частині рис. 4, відповідають мінімально можливим діаметрам паливних гарячих часток сферичної форми. Радіографія дозволяє оцінити активність кожної з гарячих часток, а не їхні розміри. Оскільки більшість гарячих часток у ближній зоні ЧАЕС є частками опроміненого

палива, за величиною активності гарячих часток та питомою активністю палива на час вимірювання³ можна вирахувати діаметр сферичної частки з даною активністю. Якщо дана гаряча частка має відмінний від палива склад з меншою питомою активністю, то її діаметр буде відповідно більшим. Також не слід забувати про можливість поєднання гарячих часток з частками звичайного пилу з утворенням так званих часток-

³ Бета-активність опроміненого палива на час експозиції радіограм розраховували виходячи з даних за складом палива [15].

наїзників більш крупних розмірів. Зауважимо, що зменшення числа гарячих часток в області малих активностей найбільш імовірно пов'язане з неповним виявленням дрібних гарячих часток на фоні забруднених листків.

На рис. 5 наведено напрямки та швидкості вітру за час від останнього дощу, що передував відбору зразків, до моменту відбору. Бачимо, що у випадку першого відбору переважали вітри західного й північно-західного напрямку, другого – південно-східного, але були присутні також і вітри північного та північно-східного напрямку.

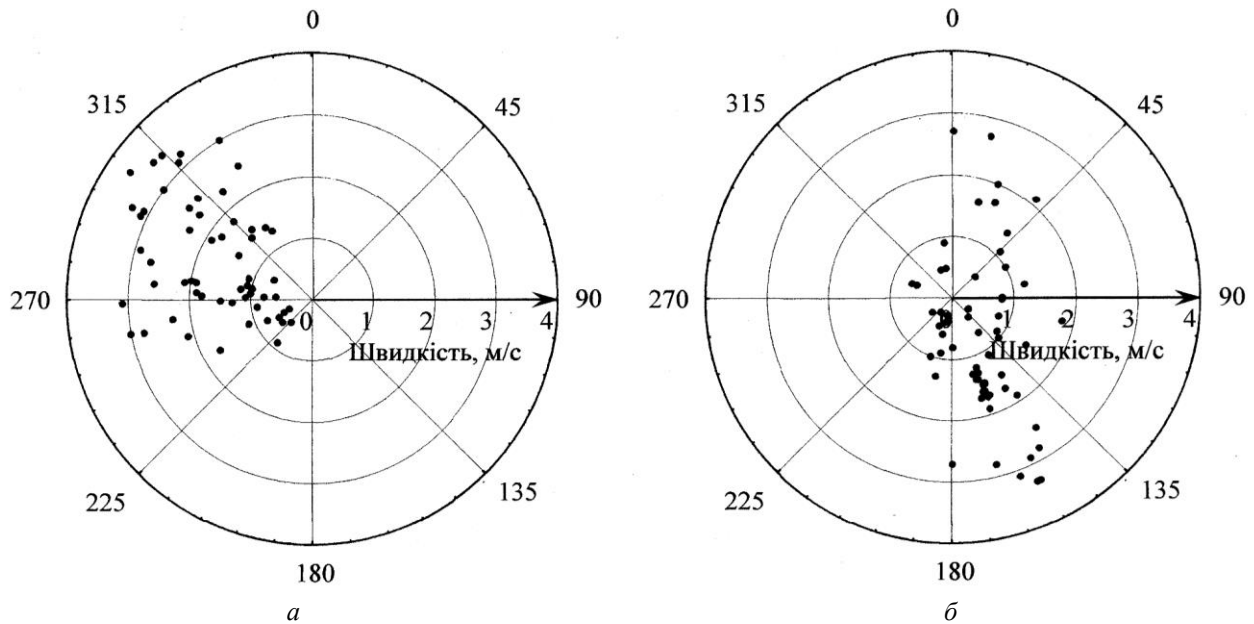


Рис. 5. Напрямки (азимуту) та швидкості вітру, що передували відбору зразків від часу найближчого дощу. Інтервал усереднення 3 год: *a* – відбір 1, *б* – відбір 2.

Але поряд з південними були присутні також північні та північно-східні вітри. З цими напрямками можуть бути пов'язані такі джерела як дорога на дамбі навколо водойми, так і процес вітрового піднімання часток пилу на смузі оголеного в процесі висихання водойми піску. Хоча не виключені й інші види антропогенної діяльності. Відзначимо, що потік аерозольних гарячих часток з північно-східного напрямку на території ближньої зони ЧАЕС був зафіксований у роботі [17].

Виходячи з даних по розташуванню ділянок та питомій активності зразків, можна виділити 3 групи ділянок (рис. 6). Перша група – ділянки 1 - 4. Ділянки розташовані поряд, їхнє розташування вкладається в круг діаметром близько 50 м (див. рис. 1), усі вони осушені порівняно недавно. Фактично зразки з цих ділянок можна вважати повторами для цієї групи. Більш високе забруднення спостерігається для рослин, що зростають на раніше осушених ділянках 5 та 6. Вони знаходяться на ділянках дна, осушених більше 3 - 5 років то-

При цьому картина розподілу гарячих часток по зразках не змінилась, характеристики обох відборів добре корелюють між собою (див. рис. 3 і 4). І якщо в першому випадку перенесення забруднень у вигляді гарячих часток ще можна пов'язувати з майданчиком ЧАЕС як джерелом надходжень, то в другому випадку це пояснення не спрацьовує. Переважаючи південно-східні вітри в другому випадку не можна пов'язувати з джерелом надходжень, оскільки картина розподілу числа часток та їхньої активності порівняно з першим відбором не змінилась.

му, і розміщені на 3 - 4 м вище за рельєфом. Зразки з цих ділянок демонструють ріст забруднення ^{90}Sr , але ведуть себе по-різному по відношенню до ^{137}Cs , що змушує віднести їх до різних груп: група 2 – ділянка 5, група 3 – ділянка 6 (ділянка характеризується піщаними типами ґрунтів з малим вмістом мулистих часток).

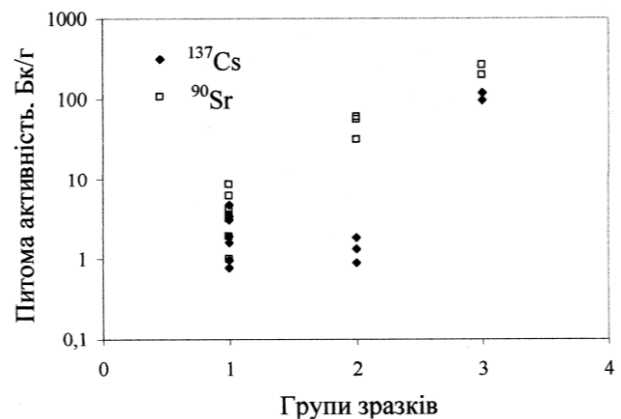


Рис. 6. Питома активність зразків різних груп.

Відомо, що надходження мікроелементів з ґрунту в рослину значною мірою визначається вмістом доступної для рослини форми даного елемента, а не його валовим вмістом у ґрунті [18]. У нашому випадку концентрація розчинних (доступних для рослин) форм радіонуклідів визначається двома конкуруючими процесами – власне розчиненням гарячих часток і сорбцією радіонуклідів з розчину частками мулу чи піску. Оскільки мул, порівняно з піском, більш багатий основними сорбентами радіонуклідів - глинистими частками та органічними рештками, то при однаковій швидкості розчинення паливних часток у піску вміст розчинних форм радіонуклідів може виявитись вищим. Отже, збільшення питомої активності у зразках груп 2 та 3 може бути обумовлене дією двох факторів – як прискореним розкладом паливних часток унаслідок руйнування останніх в осушених відкладеннях [6, 8, 9], так і менш інтенсивною сорбцією вивільнених при розкладі радіонуклідів. Не слід забувати також, що в процесі ґрунтоутворення змінюється не лише рівень кисню і рН відкладень, змінюється також і їхня мікрофлора, що у свою чергу може вплинути як на швидкість розчинення паливних часток, так і на сорбційні властивості субстрату.

Цікавим є значний ріст накопичення ^{137}Cs в зразках ділянки 6 по відношенню до ділянки 5 – майже на 2 порядки, і це на відстані близько 60 м. Різниця ймовірно пов'язана з малим вмістом глинистих часток і дефіцитом калію в промитих пісках, характерних для ділянки 6.

4. Висновки

У результаті проведених досліджень зразків рослин, що зростають на осушених ділянках північної частини водойми-охолоджувача ЧАЕС, було встановлено, що β -активність зразків листків суттєво перевищує активність гарячих часток, які було знайдено на їхній поверхні за допомогою авторадіографії. Враховуючи рівномірне забруднення β -активними випромінювачами листків окремих зразків та більш інтенсивно виражене забруднення стебел, розгалужень і точок росту, а також слабкий зв'язок гарячих часток з листовою поверхнею та практичну нерозчинність цих часток і, відповідно, недоступність для рослин їхніх радіонуклідів, можна зробити висновок, що кореневий шлях забруднення є домінуючим.

Високий рівень кореляцій між результатами двох відборів зразків, а також схожість розподілів числа частинок та їхніх сумарних активностей за діапазонами активності при різних напрямках переважаючих вітрів свідчать про однотипні джерела формування потоків аерозольних гарячих часток в обох випадках. Найбільш вірогідними джерелами надходжень таких часток слід розглядати процес вітрової ресуспензії часток пилу на смузі оголеного в процесі висихання водойми піску та антропогенну діяльність на прилеглий території.

На раніше осушених ділянках спостерігається суттєве (до двох порядків) зростання радіонуклідного забруднення листків рослин.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. R. Pöllänen. Nuclear fuel particles in the environment – characteristics, atmospheric transport and skin doses. Academic Dissertation (Helsinki, Radiation and Nuclear Safety Authority University of Helsinki, Department of Physics, 2002) 64 p.
2. Л.С. Пирнач. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС: I. Водно-физические свойства, химический состав и радиоактивное загрязнение поровых вод. *Ядерна фізика та енергетика* 12(1) (2011) 86.
3. Л.С. Пирнач. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС. II. Распределение ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr в твердой фазе ґрунта. *Ядерна фізика та енергетика* 12(4) (2011) 385.
4. В.В. Канивец, О.В. Войцехович. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. *Наук. праці УкрНДГМІ* 248 (2000) 154.
5. В.В. Канивец, С.І. Кіреєв, Г.В. Лаптев. ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водойми-охолоджувача ЧАЕС. *Ядерна фізика та енергетика* 15(4) (2014) 370.
6. A. Bulgakov, A. Konoplev, J. Smith. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 329.
7. В.О. Кашпаров, Ю.В. Хомутинін, О.С. Глуховський. Оцінка небезпечності вторинного вітрово-го переносу радіоактивних аерозолів після часткового осушення водойми-охолоджувача ЧАЕС. *Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення* 1(21) (2003) 67.
8. В.П. Процак та ін. Прогнозна оцінка динаміки фізико-хімічних форм радіонуклідів у донних відкладеннях водоймища-охолоджувача ЧАЕС після осушення його. *Проблеми Чорнобильської зони відчуження* 18 (2018) 92.
9. В.П. Процак та ін. Динаміка фізико-хімічних форм радіонуклідів у донних відкладах водойми охолоджувача ЧАЕС після їх осушення: 1. Модельний експеримент. *Ядерна фізика та енергетика* 18(4) (2017) 341.
10. Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. *Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах* (Москва: Наука, 1977) 144 с.
11. А.И. Щеглов и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ. *Радиационная биология. Радиоэкология* 36(4) (1996) 437.

12. Дж.А. Бойд. *Автордиография в биологии и медицине*. Пер. с англ. (Москва: Изд-во иностр. лит-ры, 1957) 360 с.
13. В.К. Шинкаренко. К определению активности «горячих» частиц радиографическим методом. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля* 9 (2008) 130.
14. В.К. Шинкаренко К вопросу о погрешностях определения β -активности горячих частиц методом автордиографии. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля* 30 (2018) 109.
15. V.A. Ageyev, O.O. Odintsov, A.D. Sajeniouk. Routine radiochemical method for the determination of ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{244}Cm in environmental samples. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 264(2) (2005) 337.
16. С.Н. Бегичев и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС. Препринт ИАЭ АН СССР 5208/3 (Москва, 1990) 23 с.
17. В.К. Шинкаренко та ін. Радіоактивні аерозолі в ближній зоні Чорнобильської атомної електростанції у 2018 р. *Ядерна енергетика та довкілля* 1(16) (2020) 57.
18. А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. *Микроэлементы в почвах и растениях*. Пер. с англ. (Москва: Мир, 1989) 439 с.

V. K. Shynkarenko*, S. A. Paskevych, Y. A. Menshenin, O. O. Odintsov

Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

*Corresponding author: shynkarenko.viktor@gmail.com

RADIONUCLIDES CONTAMINATION OF LEAVES OF WOODY PLANTS GROWING WITHIN THE ChNPP COOLING POND

The data on the state of radioactive contamination of leaves of plants growing directly on the territory of the drained part of the cooling pond of the Chernobyl NPP are presented. It was shown that the main source of contamination is the root intake of radionuclides (^{137}Cs and ^{90}Sr). This contamination is larger in previously drained areas compared to recently exposed ones. Hot particles were found on the leaf surface by autoradiography. Their total β -activity is a few percent of the total pollution. Possible sources of hot particles – resuspension in the air in the region of the northern part of the cooling pond are discussed.

Keywords: drainage of the cooling pond, hot particles, autoradiography, accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by vegetation, wind resuspension.

REFERENCES

1. R. Pöllänen. *Nuclear fuel particles in the environment – characteristics, atmospheric transport and skin doses*. Academic Dissertation (Helsinki, Radiation and Nuclear Safety Authority University of Helsinki, Department of Physics, 2002) 64 p.
2. L.S. Pirnach. Radioactive pollution of the Chernobyl cooling pond bottom sediments. I. Water-physical properties, chemical compound and radioactive pollution of pore water. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 12(1) (2011) 86. (Rus)
3. L.S. Pirnach. Radioactive pollution of the Chernobyl cooling pond bottom sediments. II. Distribution of ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr in a solid phase. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 12(4) (2011) 385. (Rus)
4. V.V. Kanivets, O.V. Voitsekhovitch. Radioactive contamination of bottom sediments of the reservoir-cooler of the Chernobyl Nuclear Power Plant. Scientific works of the Ukrainian Hydrometeorological Institute 248 (2000) 154. (Rus)
5. V.V. Kanivets et al. ^{137}Cs and ^{90}Sr in the water of the ChNPP cooling pond. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 15(4) (2014) 370. (Ukr)
6. A. Bulgakov, A. Konoplev, J. Smith. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100 (2009) 329.
7. V.O. Kashparov, Yu.V. Khomutinin, O.S. Glukhovskiy. Assessment of the danger of secondary wind transfer of radioactive aerosols after partial drainage of the Chernobyl cooling reservoir. *Byuleten Ekolohichnoho Stanu Zony Vidchuzhennya ta Zony Bezumovnoho (Obovyazkovoho) Vidselelnya* 1(21) (2003) 67. (Ukr)
8. V.P. Protsak et al. Predictive assessment of dynamic of the physical-chemical forms of radionuclides in the bottom sediment of the ChNPP cooling pond after its draining. *Problemy Chornobylskoyi Zony Vidchuzhennya (Problems of the Chernobyl Exclusion Zone)* 18 (2018) 92. (Ukr)
9. V.P. Protsak et al. Dynamics of physico-chemical forms of radionuclides in the bottom sediments of cooling pond of the CHNPP after their drying: 1. model experiment. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 18(4) (2017) 341. (Ukr)
10. R.M. Alexakhin, M.A. Naryshkin. *Migration of Radionuclides in Forest Biogeocenoses* (Moskva: Nauka, 1977) 144 p. (Rus)
11. A.I. Shcheglov et al. Biogeochemistry of Chernobyl-derived radionuclides in the forest ecosystems of the European part of the CIS. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya (Radiation biology. Radioecology)* 36(4) (1996) 437. (Rus)
12. G.A. Boyd. *Autoradiography in Biology and Medicine*. 1-st ed. (New York: Academic Press, 1955) 414 p.
13. V.K. Shynkarenko. To definition of activity of hot particles by a radiographic method. *Problemy*

- Bezpeky Atomnyh Elektrostantsiy i Chornobylya (Problems of Nuclear Power Plants Safety and of Chornobyly) 9 (2008) 130. (Rus)
14. V.K. Shynkarenko. To problems of hot particles β -activity determination errors by the autoradiography method. *Problemy Bezpeky Atomnyh Elektrostantsiy i Chornobylya (Problems of Nuclear Power Plants Safety and of Chornobyly)* 30 (2018) 109. (Rus)
 15. V.A. Ageyev, O.O. Odintsov, A.D. Sajeniouk. Routine radiochemical method for the determination of ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{244}Cm in environmental samples. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 264(2) (2005) 337.
 16. S.N. Begichev et al. Reactor fuel of the 4th unit of the ChNPP. Preprint of IAE AS USSR 5208/3 (Moskva, 1990) (1990) 23 p. (Rus)
 17. V.K. Shynkarenko et al. Radioactive Aerosols in the Near Zone of the Chornobyl Nuclear Power Plant in 2018. *Yaderna Enerhetyka ta Dovkillya (Nuclear Power and the Environment)* 1(16) (2020) 57. (Ukr)
 18. A. Kabata-Pendias, H. Pendias. *Trace Elements in Soil and Plants*. 3-rd ed. (Boca Raton, Florida. 1984) 315 p.

Надійшла/Received 02.12.2020