

М. М. Талерко, Т. Д. Лев, О. Г. Тищенко, Ю. І. Кузьменко

Інститут проблем безпеки АЕС НАН України, вул. Лисогірська, 12, Київ, 03028, Україна

Моделювання радіоактивного забруднення атмосфери внаслідок природних пожеж у зоні відчуження у вересні 2024 р.

Ключові слова:

лісові пожежі,
радіонукліди,
атмосферне перенесення,
моделювання,
об'ємна активність повітря,
зона відчуження

Наведено результати моделювання розповсюдження радіоактивних аерозолів, що потрапили в атмосферу в результаті пожеж на ділянках лісу та трави в зоні відчуження у період з 3 по 11 вересня 2024 р. Для оцінки наслідків природних пожеж було використано комплекс моделей підйому, атмосферного перенесення та осадження радіонуклідів на підстильну поверхню LEDI, розроблений в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України. Проведено розрахунки динаміки поля концентрації активності ^{137}Cs у приземному повітрі на регіональному масштабі (на території України) та оцінено можливий вплив атмосферного трансграничного перенесення радіоактивних продуктів горіння на радіаційний стан сусідніх країн. Проведено порівняльний аналіз результатів оцінок площі горіння за даними супутникових радіометрів системи відстеження пожеж NASA FIRMS та мультиспектральних знімків супутників Sentinel 2. Коефіцієнт емісії ^{137}Cs в атмосферу з радіоактивно забрудненої території лісової пожежі в зоні відчуження станом на поточний період оцінено як 0,4 % від загального запасу активності на площі горіння. Оцінка загальної емісії ^{137}Cs внаслідок природних пожеж у зоні відчуження протягом 3–11 вересня 2024 р. становила близько 50 ГБк. Зроблено висновок про відсутність значущого впливу радіоактивного забруднення атмосфери внаслідок природних пожеж 2024 р. на радіаційний стан та здоров'я населення в Україні та за її межами.

Вступ

Наявні дані досліджень наслідків атмосферного перенесення радіонуклідів за межі зони відчуження (ЗВ) у результаті лісових пожеж [1–5] свідчать про відсутність значущого негативного впливу на здоров'я населення України. Однак публікації в засобах масової інформації про кожну таку подію (зокрема, про великі лісові пожежі у 2015, 2018, 2020 та 2022 рр.) призводять до виникнення соціально-психологічної напруги як в Україні, так і за її межами. Найкращим способом зняти цю напругу є детальний аналіз наслідків кожної великої лісової пожежі у ЗВ, коректна оцінка можливих ризиків для здоров'я людей на

основі даних вимірювань і модельних розрахунків, оперативне інформування про отримані результати всіх зацікавлених сторін в Україні та в інших країнах.

Метою цієї статті є оцінка наслідків надходження радіонуклідів в атмосферу та їхнього подальшого розповсюдження внаслідок природних пожеж у ЗВ в період з 3 по 11 вересня 2024 р. за допомогою комплексу моделей підйому, атмосферного перенесення радіонуклідів та їхнього осадження на підстильну поверхню.

Загальний опис пожеж у ЗВ у вересні 2024 р.

Влітку та восени 2024 р. внаслідок погодних умов, що призвели до формування надзвичайно-

го рівня пожежної небезпеки в більшості областей України, суттєво зросли ризики виникнення лісових пожеж на радіоактивно забруднених територіях ЗВ. Згідно з даними сайту Fire Information for Resource Management System (FIRMS) Національного управління з аеронавтики і дослідження космічного простору NASA (США) [6] (рис. 1), 3 вересня 2024 р. виникла природна пожежа в центральній частині ЗВ неподалік сіл Ільїнці та Стечанка (на рисунку позначено як осередок № 1). За повідомленням Державного агентства України з управління ЗВ [7], спочатку було зафіксовано займання сушняку та лісової підстилки площею до 19,6 га. Протягом двох діб пожежа на цій ділянці була локалізована та практично припинилася до кінця доби 4 вересня. Майже одночасно було зафіксовано інший осередок пожежі в східній частині ЗВ на лівому березі р. Прип'ять (осередок № 2), який, згідно із супутниковими даними, спостерігався до 8 вересня. 5 вересня виникли два нові осередки природних пожеж — один з них був розташований поблизу с. Корогод приблизно на 5 км на південний схід від попереднього (осередок № 3), а інший — у західній частині ЗВ (осередок № 4). Останній з них розташований на сильно забрудненій території із щільністю випадань ^{137}Cs до 1400 кБк/м² (станом на 2024 р.). Згодом, 7 вересня, спостерігався нетривалий (до 1 доби) осередок займання в цен-

тральній частині ЗВ поблизу с. Іванівка (район впадіння р. Уж у р. Прип'ять) (осередок № 5), а 9–10 вересня зафіксовано виникнення локальної пожежі в північно-східній частині ЗВ поблизу кордону з Білоруссю (осередок № 6) (рис. 1).

Початкова динаміка поширення пожеж викликала занепокоєння через аналогію з подіями 2020 р., коли вогнем було охоплено 67 тис. га. Завдяки оперативному реагуванню, за інформацією Державної екологічної інспекції України [8], у 2024 р. площа, уражена вогнем, становила лише менше 10 % від масштабів 2020 р. Потрібно відзначити, що у зв'язку з поточною ситуацією роботи відомчої пожежної охорони та підрозділів ДСНС ЗВ з гасіння лісових пожеж були значно ускладнені. Займання частково відбувались на територіях із мінною небезпекою. Крім того, були відсутні можливості гасіння з повітря, а моніторинг за допомогою дронів був обмежений [8]. Проте внаслідок дій пожежних підрозділів усі осередки природних пожеж у ЗВ було ліквідовано до 11 вересня.

Оцінка площі природної пожежі за супутниковими даними

Для моделювання атмосферного розповсюдження радіонуклідів — продуктів природних пожеж — найбільш критичним входним параметром є

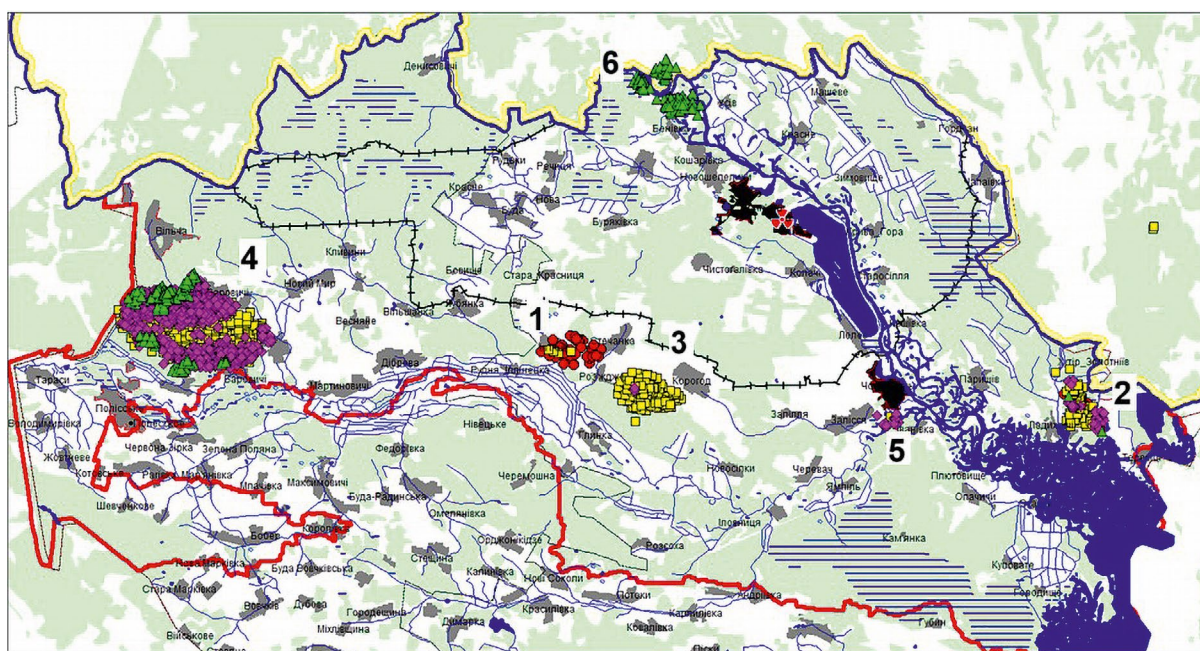


Рис. 1. Розташування шести основних осередків пожеж у ЗВ (позначені відповідними номерами): 3–4 вересня (червоні кола), 5–6 вересня (жовті квадрати), 7–8 вересня (фіолетові ромби) та 9–11 вересня (зелені трикутники) 2024 р. (Для інтерпретації посилань на колір у легендах рисунків читач може звернутись до веб-версії цієї статті)

величина загальної емісії радіоактивності, що надходить в атмосферу внаслідок горіння радіоактивно забрудненої біомаси в ЗВ, і яка є пропорційною площі природної пожежі. Методи оцінки площі території горіння традиційно групуються в три різні підходи [9], у яких використовуються дані супутникових вимірювань. У цій роботі оцінка площ шести виділених осередків природних пожеж у вересні 2024 р. проводилася такими методами:

1) за даними системи відстеження пожеж NASA FIRMS [6], що містять інформацію про теплові аномалії. Вони були отримані за допомогою спектрорадіометрів зображення середньої роздільної здатності (MODIS) на борту супутників Aqua та Terra (продукти MYD 14/MOD 14), а також радіометрів Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) на борту супутників S-NPP, NOAA 20 та NOAA 21 (продукти VNP14/VJ114/VJ214). Площі займання розраховувалися з використанням архівних даних у форматах ГІС (*.shp) та Excel про координати осередків займання та їхні характеристики за період 3–11 вересня 2024 р. в межах ЗВ. На геокодовані дані була нанесена регулярна сітка з кроком 250×250 м, яка використовувалася для розрахунку поля забруднення ґрунту ^{137}Cs в осередках сітки, і перетнута з точками, що визначають центр пікселів з наявністю горіння біомаси. Площею загорання для кожного з шести виділених осередків вважалася сума площ комірок сітки з розташованими всередині точками активного горіння за період пожежі;

2) за даними супутників Sentinel 2 Європейського космічного агентства [10], обладнаних оптико-електронним мультиспектральним 13-канальним сенсором для зйомок у видимій, ближній інфрачервоній і короткохвильовій інфрачервоній зонах спектра. Визначення площ вигорілих ділянок із використанням різницевих індексів dNBR, dBAIS 2 і dNDVI проведено шляхом розрахунку різниці між значеннями відповідних індексів до і після пожежі з використанням супутникових зображень Sentinel-2 рівня 2 (L2A), отриманих за дати, найближчі до початку і після завершення пожежі на кожній з шести ділянок. Індеси розраховувалися за такими формулами [11]:

нормалізований диференційний вегетаційний індекс NDVI = $(B08 - B04)/(B08 + B04)$,

нормалізований коефіцієнт вигорання NBR = $(B08 - B12)/(B08 + B12)$,

індекс вигорання території для Sentinel-2

$$BAIS2 = \left(1 - \sqrt{\frac{B06 \cdot B07 \cdot B8A}{B04}} \right) \cdot \left(\frac{B12 - B8A}{\sqrt{B12 + B8A}} + 1 \right),$$

а величини B_{xx} визначають інтенсивність відбиття хвилі в діапазоні з відповідним номером.

Загальну оцінку площ шести основних ділянок у ЗВ, вигорілих під час природної пожежі у вересні 2024 р., наведено в табл. 1.

Як видно з табл. 1, оцінки загальної площі, зроблені чотирма незалежними методами, достатньо

Таблиця 1. Сумарна оцінка площі пожеж (га) у ЗВ у вересні 2024 р. згідно з даними FIRMS та Sentinel 2

Метод обчислення площі		№ осередку пожежі						Всього
		1	2	3	4	5	6	
		Біля сіл Ільїнці та Стечанка	Лівий берег р. Прип'ять	Центральна частина ЗВ	Західна частина ЗВ	Біля с. Іванівка	Поблизу кордону з Білоруссю	
FIRMS		250	575	738	4541	56	392	6552
dNDVI	Трав'яна пожежа	193	109	88	1916	12	340	2658
	Лісова пожежа	232	521	195	2371	61	127	3507
	З них згарищ		30				79	
	Всього	425	630	283	4287	73	467	6165
dNBR		470	540	276	4369	37	781	6473
dBAIS 2		433	553	275	4176	25	740	6202
Відношення площ згідно з FIRMS та dNDVI		0,57	0,91	2,61	1,06	0,77	0,84	

добре узгоджуються для чотирьох з шести осередків пожеж. Для найбільшої ділянки пожеж № 4 в західній частині ЗВ, яка дає визначальний внесок у сумарне значення емісії радіонуклідів в атмосферу, розбіжність в оцінках площі пожежі згідно з FIRMS та dNDVI становить лише 6 %. Відзначимо, що в абсолютних значеннях ця різниця становить 254 га, тобто перевищує або порівняна з величинами площ двох ділянок № 1 та № 3, для яких отримано найвищі відносні розбіжності оцінок двома методами.

На рис. 2 наведено результати оцінки площі горіння для найбільшої ділянки пожеж № 4 за даними FIRMS та розрахунків dNDVI. Цей осередок пожежі в Денисовецькому лісництві сформувався на те-

риторії, що майже на 87 % була пройдена пожежею у 2015 р. Деревна рослинність після пожежі 2015 р. була сильно ушкоджена. На місці вигорілих хвойних лісів за 9 років відновилася деревна та чагарникова рослинність листяних порід.

Результати аналізу супутникових даних території горіння в осередках пожеж № 1 та № 3, для яких отримані найбільші відносні розбіжності оцінок площі за даними теплових точок FIRMS та розрахунків індексів згідно з Sentinel 2, наведено на рис. 3 і 4 відповідно. Осередки пожежі зафіксовані в період з 3 по 6 вересня 2024 р. Наслідки пожеж у них нерівнозначні для рослинного покриву. Подекуди пожежа мала слабкий низовий характер, унаслідок чого залишилися осередки живого лісу.

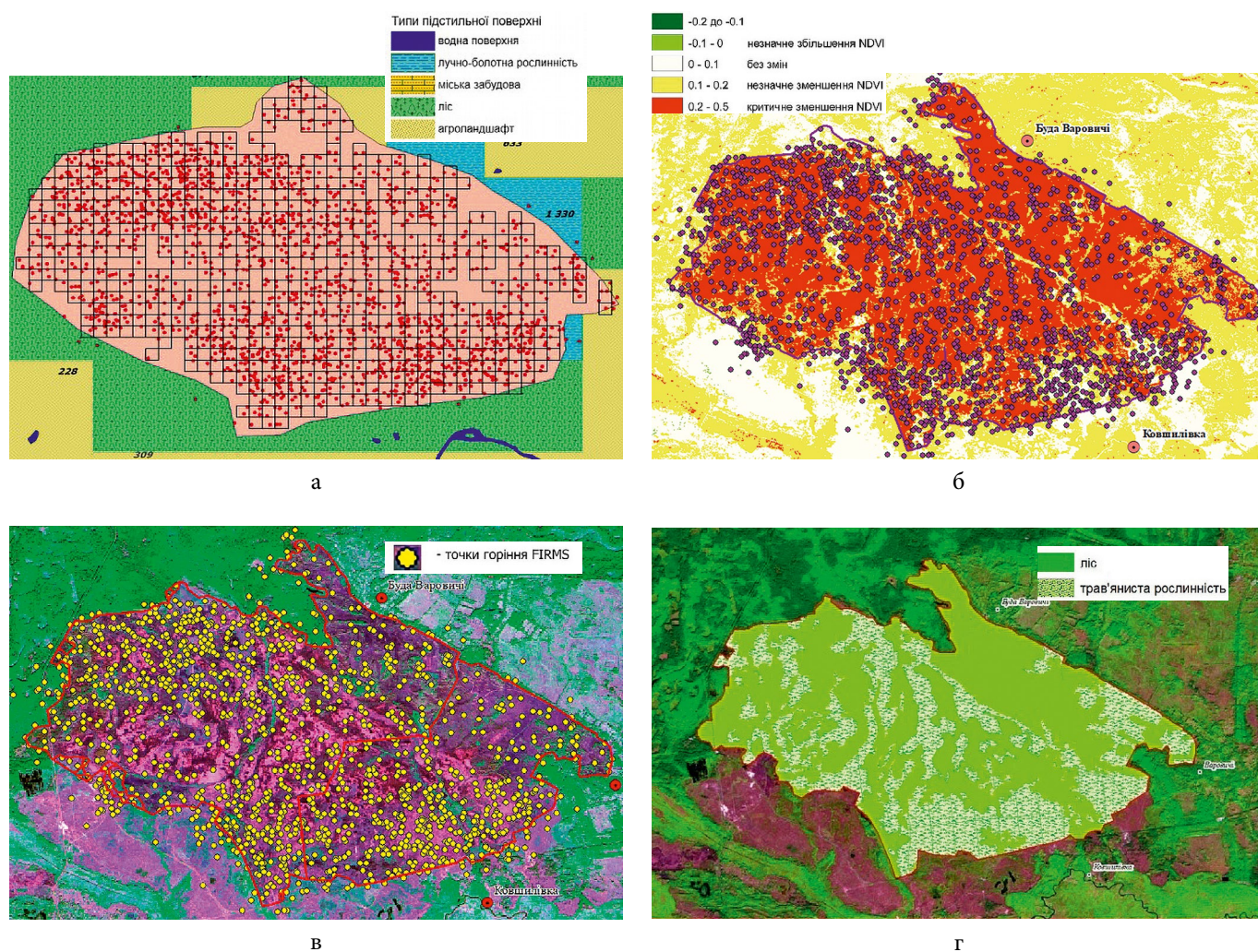


Рис. 2. Осередок пожежі № 4 у західній частині ЗВ (Денисовецьке лісництво): а) розташування точок активного горіння (червоним кольором) за весь період пожеж на цій ділянці (05–09.09.2024 р.) згідно з результатами обробки даних FIRMS; б) контури площі горіння, визначеної за показником dNDVI за термін 27.08–21.09.2024 р.; в) точки активного горіння згідно з даними FIRMS (жовтим кольором), накладені на мультиспектральний знімок Sentinel 2; г) тип підстильної поверхні в межах території горіння

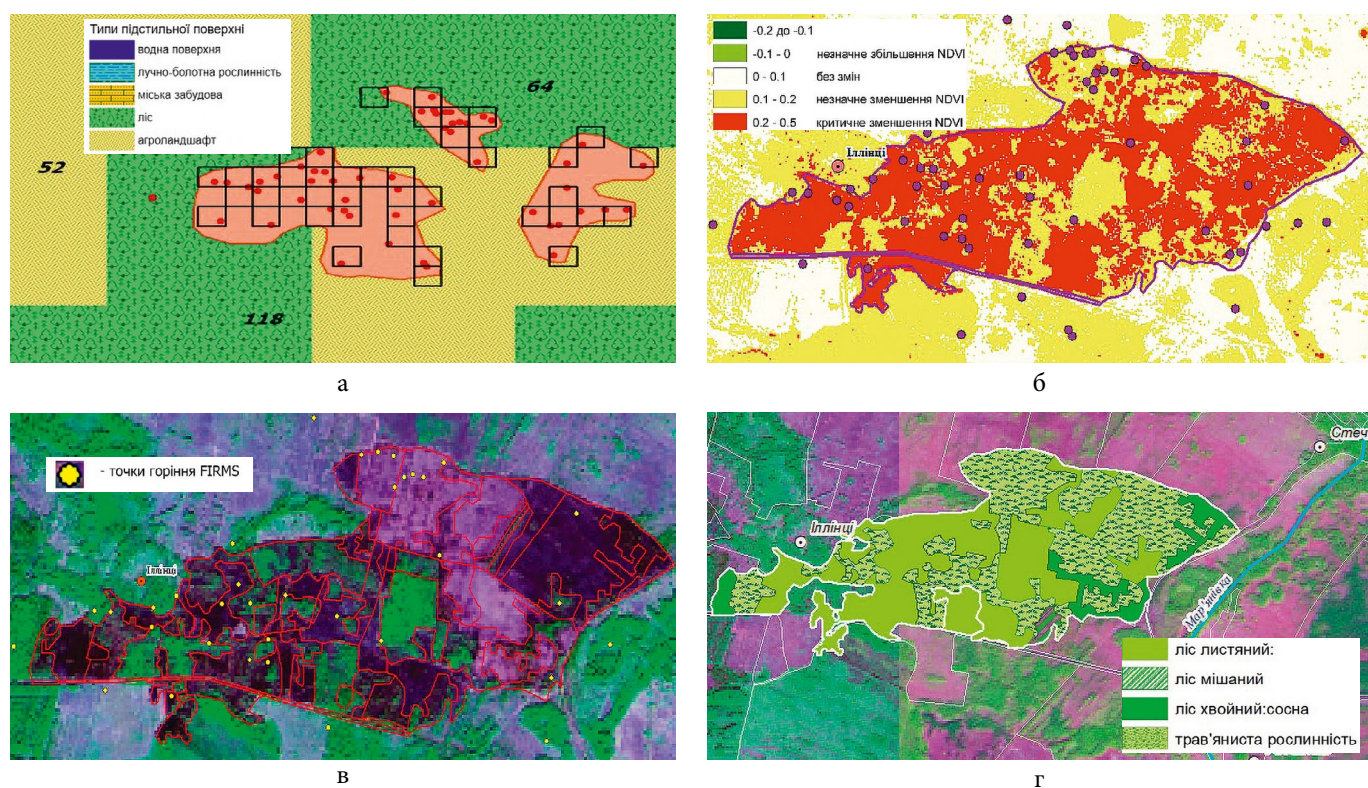


Рис. 3. Осередок пожежі № 1 у центральній частині ЗВ (Луб'янське лісництво). Позначення на рисунку аналогічні рис. 2

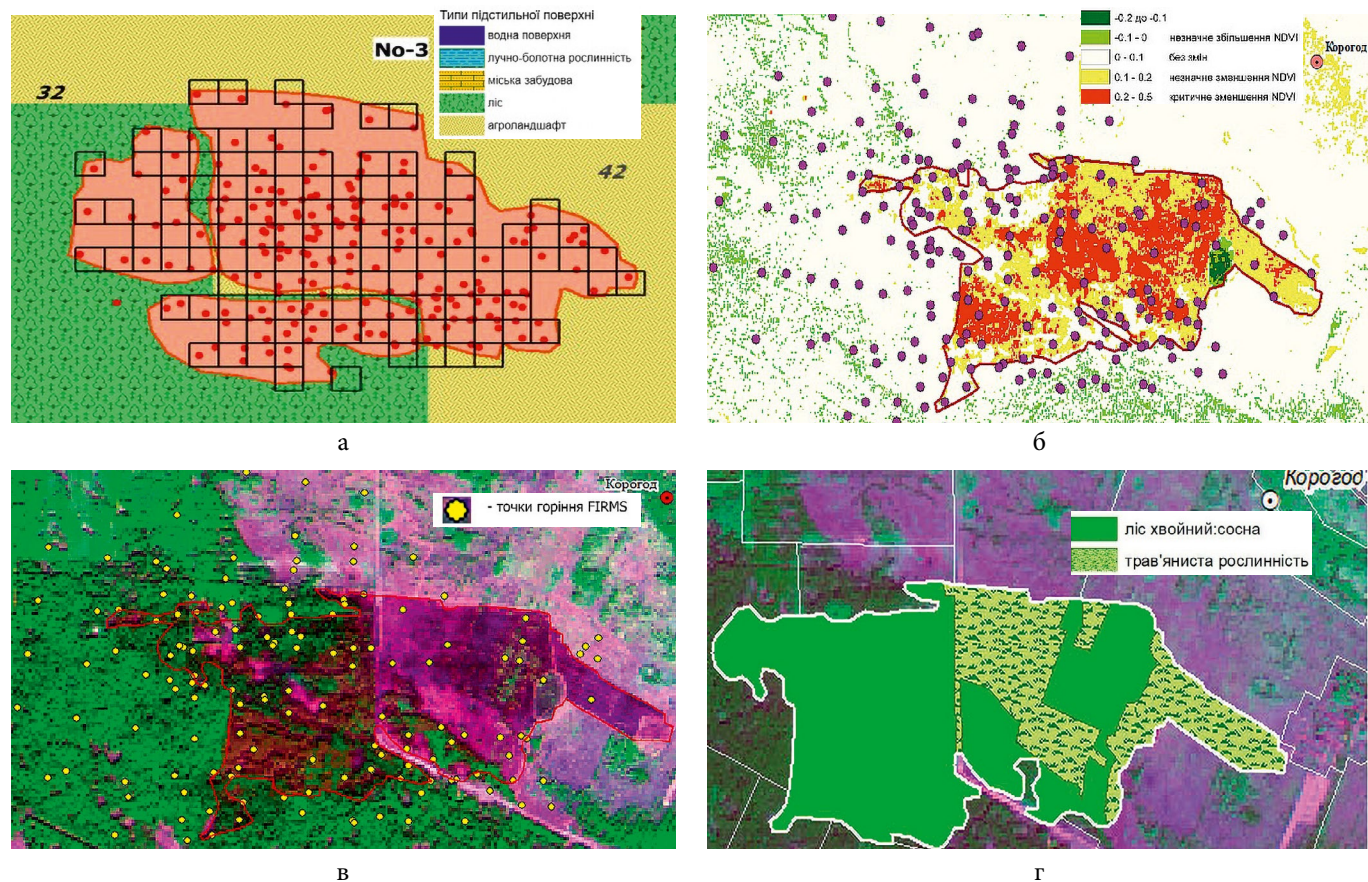


Рис. 4. Осередок пожежі № 3 у центральній частині ЗВ (поблизу с. Корогод). Позначення на рисунку аналогічні рис. 2

Оцінки площ вигорання, які використовують дані про точки активного горіння, поступаються за своєю точністю в порівнянні з результатами аналізу супутникових мультиспектральних даних. Зокрема, у [12] показано, що для бореальних та широколистяних лісів узгодженість між оцінками територій вигорання за даними супутників VIIRS 375 m (точки активного горіння) та Landsat-8 (мультиспектральні знімки) становить близько 70 %, а похибки недооцінки (omission errors) або переоцінки внаслідок фальшивого детектування точок горіння (commission errors) можуть досягати 30 % від величини площі. Для тропічних трав'яних пожеж узгодженість оцінок площ горіння спадає до 40 %.

Похибки недооцінки площ горіння в лісі можуть бути спричинені наявністю постійного хмарного покриття або густих стовпів диму, що заважають виявленню активних пожеж. Для трав'яних пожеж недооцінка площ виникає внаслідок швидкого розповсюдження фронту пожежі, коли супутникові вимірювання за допомогою MODIS або VIIRS двічі за добу фіксують лише її окремі фрагменти [12]. Оскільки дані MODIS або VIIRS щодо точок активного горіння мають гіршу просторову роздільність у порівнянні із супутниковими мультиспектральними знімками, то відносні похибки оцінок площ горіння за їхніми даними зростають для невеликих територій горіння, а також для площ фрагментованих та зі складною формою контуру пожежі. Зі збільшенням загальної площі пожежі та тривалості її існування розбіжності між обома методами мають тенденцію до зменшення.

У цій роботі остаточні оцінки площі горіння для кожного з шести осередків визначались за даними аналізу мультиспектральних знімків супутника Sentinel 2 (розрахунок індексу NDVI). Ступінь роз-

біжності оцінок території кожної з ділянок горіння видно з табл. 2, де показано абсолютну та відносну кількість точок активного горіння, що потрапляють у межі контуру, визначеного згідно з даними Sentinel 2. Для найбільшого осередку пожежі № 4 відносна розбіжність оцінки площі близько 6 %. Значні відмінності результатів отримано лише для двох осередків: № 1 (заниження площі за даними про точки активного горіння відносно оцінок за Sentinel 2) та № 3 (завищення площі в 2,6 рази, див. рис. 4).

Як видно з рис. 3, а, б, головною причиною розбіжностей для осередку № 1 є фрагментація території на три окремі зони згідно з даними про точки активного горіння. Менш очевидними є причини завищення оцінки площі за даними про точки горіння для ділянки № 3. На рис. 5 вони наведені окремо для кожного з чотирьох супутників системи відстеження пожеж NASA FIRMS з виділенням денного періоду спостережень (12–14 год за київським часом для супутників S-NPP, NOAA 20 та NOAA 21 з радіометрами VIIRS; 10–14 год для супутників Terra та Aqua з радіометрами MODIS) та нічного періоду (02–04 год для супутників з VIIRS; 18–19 і 03–04 год для супутників з MODIS). Як видно з рисунка, переважна більшість точок горіння, визначених у денний період, мають великі значення потужності теплового випромінювання FRP (Fire Radiative Power) і знаходяться в межах контуру території горіння згідно з даними Sentinel 2. Наявність решти точок денних спостережень за межами контуру може бути пояснено похибками геоприв'язки даних супутникових вимірювань. Аналогічне пояснення можуть мати результати нічних вимірювань (з низькими значеннями FRP), насамперед для супутників з радіометрами MODIS (просторова роздільність 1000 м) (рис. 5, а) та

Таблиця 2. Перевірка подібності контурів проходження пожежі за Sentinel 2 та множини точок горіння FIRMS

№ осередку пожежі	Кількість точок FIRMS у межах площі осередку пожежі за Sentinel 2	Кількість точок FIRMS поза площею осередку пожежі за Sentinel 2	Загальна кількість точок FIRMS	% збігу локалізації	Відношення площ згідно з FIRMS та Sentinel 2
1	41	15	56	73	0,57
2	172	22	197	89	0,91
3	101	118	219	46	2,61
4	1939	213	2152	90	1,06
5	11	5	16	69	0,77
6	107	25	132	81	0,84

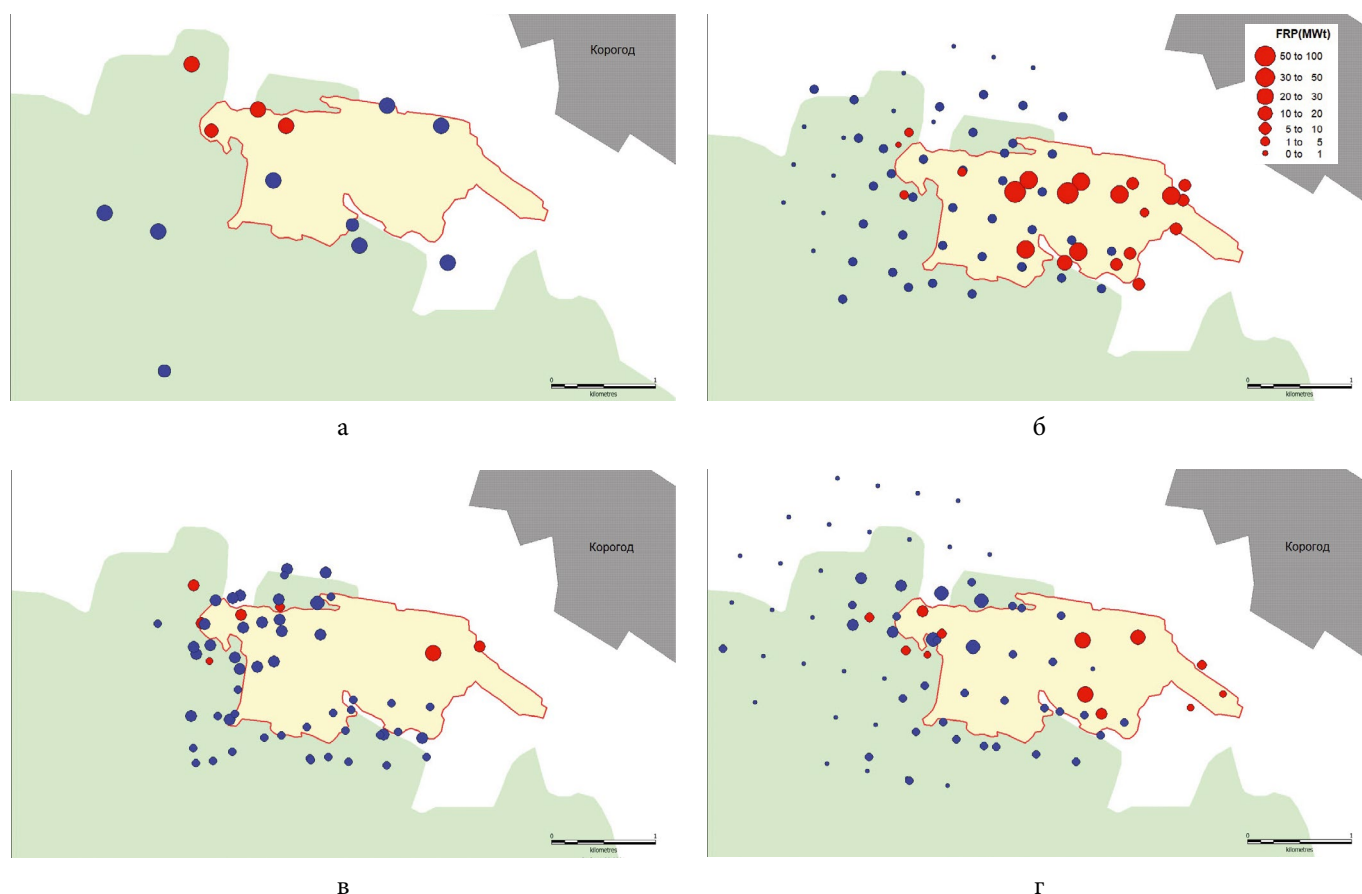


Рис. 5. Осередок пожежі № 3 у центральній частині ЗВ (поблизу с. Корогод). Червона крива — контури осередку пожежі, визначеного за Sentinel 2. Круги (червоні — вимірювання в денний період, сині — у нічний) — точки активного горіння згідно з даними супутників Terra та Aqua (а), NOAA 20 (б), NOAA 21 (в), S-NPP (г)

супутника NOAA 21 з радіометром VIIRS (просторова роздільність 375 м) (рис. 5, в). У той же час результати супутників NOAA 20 та S-NPP містять велику кількість точок горіння, що значно віддалені від контуру пожежі, визначеної за Sentinel 2 (рис. 5, б, г), і мають низькі значення FRP (у межах 0,15–7 МВт). При цьому показники вигорання не виявляють значних змін у рослинному покриві на таких ділянках. Імовірним поясненням такого результату може бути ефект фальшивого детектування точок горіння, який інколи проявляється в нічний період. Теплове випромінювання від конвективного струменя повітря, що формується над територією горіння, може бути помилково інтерпретоване під час обробки супутникових даних як випромінювання з поверхні землі на ділянках, сусідніх з пожежею [13]. Аргументом на користь цього пояснення може бути те, що основна маса таких точок розташована на захід та північний захід від території пожежі, тобто саме в напрямку перенесення продуктів горіння вітром протягом ночі з 5 на 6 вересня 2024 р.

Оцінка інтенсивності емісії радіоактивних аерозолів з території пожеж в атмосферу

Відповідно до загального підходу емісія радіонуклідів в атмосферу внаслідок природних пожеж оцінюється як добуток площі горіння S , щільності випадань D і коефіцієнта емісії K . Останнє значення визначається як частка загального запасу радіонуклідів на території пожежі, яка надходить у повітря в результаті згорання біомаси. Його, у свою чергу, можна розрахувати як $K = K_{bio} \times K_{atm}$, де K_{bio} — відносна частка радіонуклідної активності, яка знаходиться в компонентах біоценозу, що згоряють, від її загального запасу в зоні пожежі, а K_{atm} — частка запасу активності радіонукліда в біомасі, що переходить в атмосферу під час горіння.

У натурних експериментах зі штучно створеними пожежами в ЗВ [14] значення K_{atm} для ^{137}Cs було оцінено як 3–4 %. Це значення досі залишається практично єдиною оцінкою, отриманою за результатами польових дослідів. У попередніх роботах з моделю-

вання радіоактивного забруднення атмосфери внаслідок лісових пожеж [4] для оцінки K_{bio} використовувались результати вимірювань 2003 р. [15], згідно з якими густа підстилка соснового лісу може містити до 20 % активності ^{137}Cs від загального вмісту в екосистемі. Відповідно значення $K_{atm} = 4\%$ і $K_{bio} = 20\%$ дають оцінку коефіцієнта емісії $K = 0,8\%$.

За результатами польових досліджень, проведених у 2016–2021 рр. на 20 лісових ділянках ЗВ [16], з 1986 р. близько 85 % активності ^{137}Cs мігрувало в ґрунт, 8,5 % було пов'язано з лісовою підстилкою, а 1,2 % — із хвоєю або листям. У припущенні про повне згоряння основних горючих матеріалів (лісової підстилки, а також хвої або листя) під час лісових пожеж коефіцієнт K_{bio} для ^{137}Cs можна оцінити як 9,7 % від загального запасу активності на території горіння. Відповідно, оцінка значення коефіцієнта емісії для ^{137}Cs становить $K = 0,39 \pm 0,27\%$ (мінімальне значення для окремої ділянки — 0,03 %, а максимальне значення — 0,91 %). Очевидно, що отримане зменшення оцінки коефіцієнта емісії ^{137}Cs у 2 рази протягом 2003–2021 рр. визначається подальшою вертикальною міграцією радіонуклідів з лісових горючих матеріалів у ґрунт.

Таким чином, для подальших модельних розрахунків наслідків пожежі 2024 р. значення коефіцієн-

та емісії задавалось рівним 0,4 % для лісових пожеж. Аналогічні міркування для лучних пожеж, згідно з даними [15], приводять до оцінки коефіцієнта емісії $K = 0,002\%$ для ^{137}Cs від загального запасу активності на території горіння.

Значення щільності випадань ^{137}Cs на території кожного з осередків пожеж визначалися згідно з даними карти радіоактивного забруднення ЗВ, скоригованими на 2024 р. (рис. 6).

У табл. 3 наведено розраховані значення сумарної (за весь час горіння) емісії ^{137}Cs в атмосферу для кожної з шести ділянок пожеж 2024 р., отримані для двох способів оцінки площ вигорання. Для подальшого моделювання радіоактивного забруднення атмосфери було використано оцінки емісії згідно з даними спостережень Sentinel 2.

Параметризація часової динаміки надходження ^{137}Cs в атмосферу розраховувалася в припущенні, що емісія радіонуклідів з кожного з шести модельних джерел пропорційна інтенсивності теплового випромінювання під час горіння. Остання величина визначалася за даними вимірювань значень FRP супутником NOAA 21 [6], сумованими по всіх точках активного горіння в межах кожного джерела протягом півдобових інтервалів. Отримана часова дина-

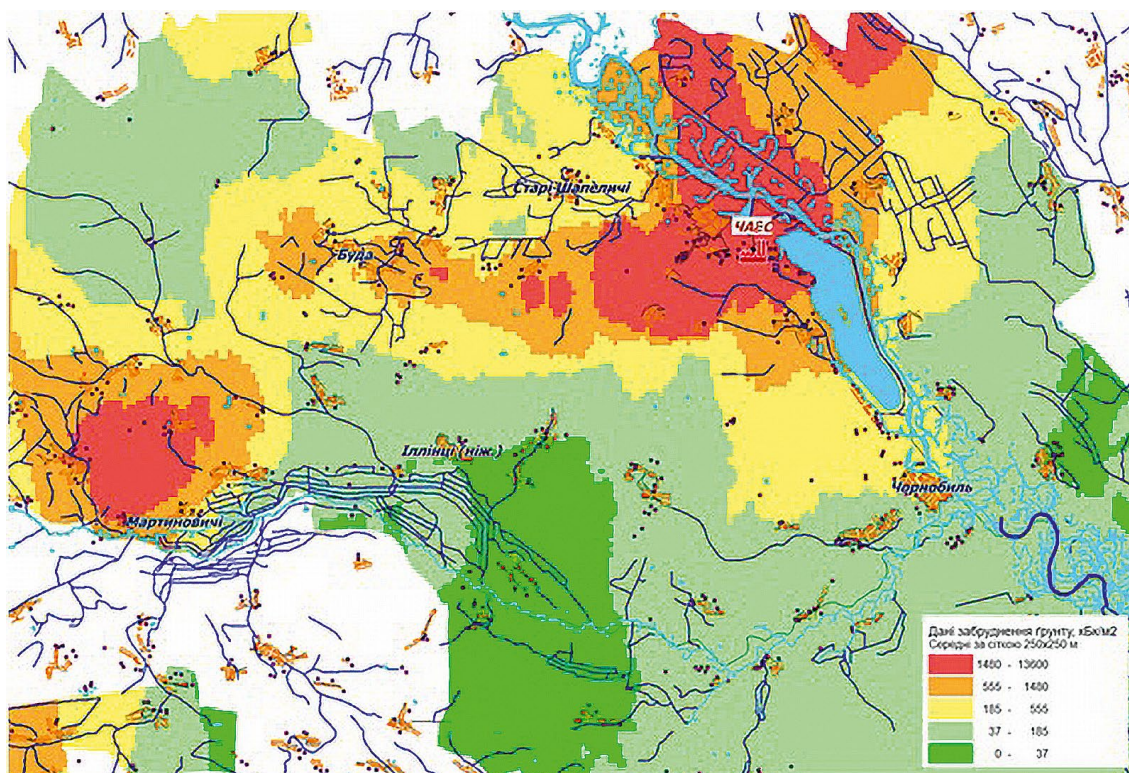


Рис. 6. Карта забруднення ґрунту ^{137}Cs в осередках сітки з кроком 250×250 м на 2024 р. (кБк/м²)

Таблиця 3. Сумарна оцінка емісії ^{137}Cs в атмосферу для шести ділянок пожеж 2024 р. згідно з оцінками площ горіння двома способами

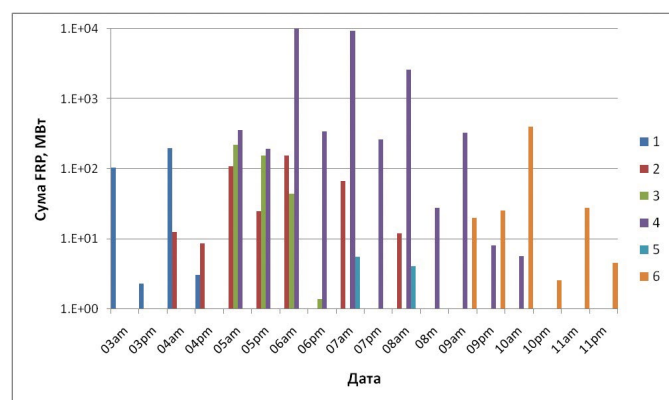
№ джерела	Розташування	Середня щільність випадань ^{137}Cs (кБк/м ²)	Емісія ^{137}Cs (ГБк) згідно з Sentinel 2 (індекс NDVI)	Емісія ^{137}Cs (ГБк) згідно з FIRMS
1	Центральна частина ЗВ (Луб'янське лісництво)	45	0,42	0,25
2	Лівий берег р. Прип'ять (Паришівське лісництво)	46	0,96	0,87
3	Центральна частина ЗВ (Корогодське лісництво)	34	0,27	0,70
4	Західна частина ЗВ (Денисовецьке лісництво)	461	43,9	46,5
5	Біля с. Іванівка (Опачицьке лісництво)	139	0,34	0,26
6	Поблизу кордону з Білоруссю (Луб'янське лісництво)	673	3,5	2,9
	Всього		49,3	51,5

міка для кожного джерела нормувалась на сумарну оцінку емісії з табл. 2. Результати оцінок динаміки емісії наведено на рис. 7, а. Квазіперіодичність коливань емісії радіонуклідів в атмосферу пов'язана з добовим ходом інтенсивності теплового випромінювання FRP [17, 18].

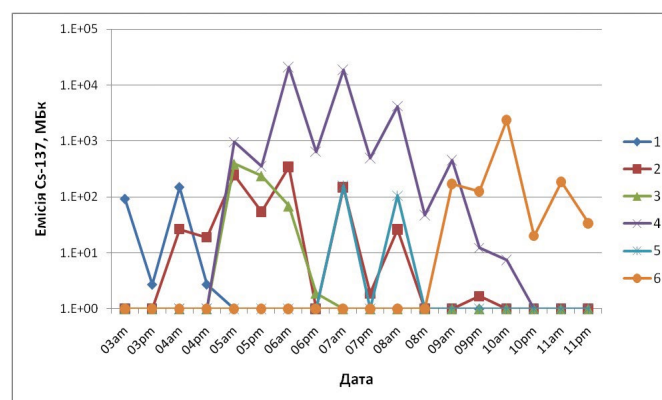
Результати моделювання та обговорення

Для моделювання атмосферного розповсюдження ^{137}Cs , піднятого в повітря внаслідок лісо-

вих пожеж у ЗВ протягом 3–11 вересня 2024 р., було використано розроблений в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України модельний комплекс підйому, атмосферного перенесення радіонуклідів та їхнє осадження на підстильну поверхню LEDI [4]. Як вхідну метеорологічну інформацію для здійснення розрахунків використано результати моделі чисельного прогнозу погоди WRF, яка забезпечує метеорологічними даними роботу системи підтримки ухвалення рішень RODOS в Україні [19]. Було використано результати прогнозування пого-



а



б

Рис. 7. Часова динаміка потужності теплового випромінювання FRP (згідно з даними [6]) (а) та емісії ^{137}Cs в атмосферу (б) для кожного з шести осередків пожеж за півдобові інтервали. По горизонтальній осі наведено дати (вересень 2024 р.); am та pm — за даними вимірювань близько 12-ї та 24-ї години кожної доби відповідно

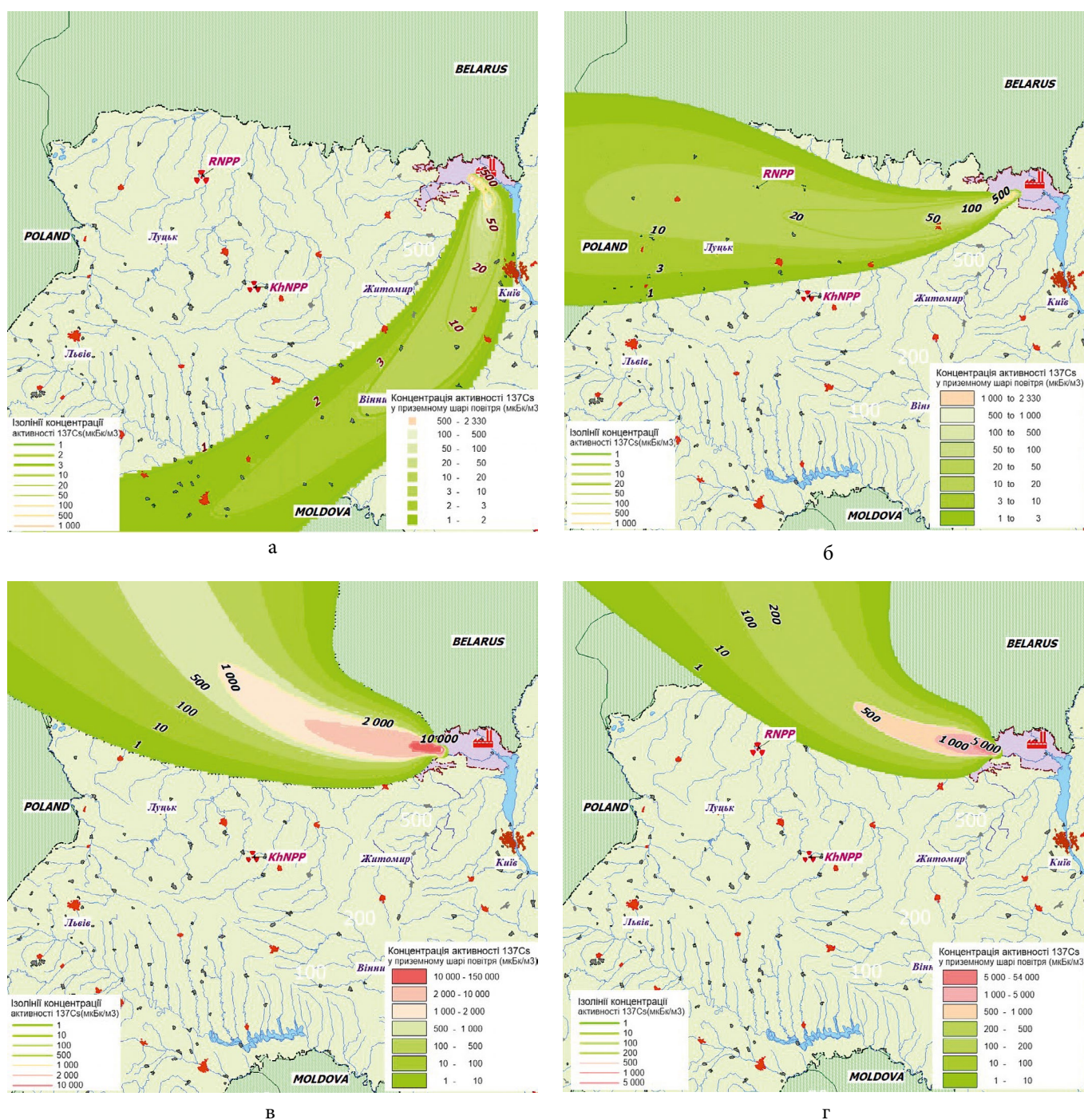


Рис. 8. Концентрація активності ^{137}Cs у приземному шарі повітря ($\text{мкБк}/\text{м}^3$), зумовлена емісією продуктів горіння протягом періодів: а — 06:00–18:00 3 вересня; б — 06:00–18:00 4 вересня; в — 06:00–18:00 6 вересня; г — 06:00–18:00 8 вересня 2024 р.

ди на період від 00:00 3 березня до 00:00 12 березня 2024 р. з кроком у часі 1 год на чисельній сітці 121×121 вузлів у горизонтальній площині (розміри сітки $45\text{--}53^\circ$ пн. ш., $22\text{--}34^\circ$ сх. д., крок сітки — 6 хв по довготі та 4 хв по широті). По вертикалі використовувалися 13 нижніх рівнів розрахункової сітки — до рівня 700 гПа.

Неперервний викид з кожного джерела моделювався послідовністю окремих клубів (puffs) із кроком у часі 1 год. У кожному з них активності розподілялися рівномірно в межах півдоби. Початкові горизонтальні розміри кожного джерела викиду задавалися згідно з даними про площу території горіння S для кожного джерела та доби, що розгляда-

ються, а саме дисперсія горизонтальних координат домішки в клубі в момент викиду задавалася рівною $\sigma_y(t=0) = R_{ef}/2,15$ [20], де $R_{ef} = \sqrt{S/p}$ — ефективний радіус джерела. Для врахування вертикального конвективного підйому продуктів горіння над територією пожежі активність кожного одногодного викиду в початковий момент рівномірно розподілялася в нижньому шарі атмосфери висотою 200 м. Приймалося, що активність переноситься на аерозольних частинках діаметром 1 мкм, а швидкість їхнього сухого осадження на підстильну поверхню задавалася рівною 5 мм/с.

На рис. 8 наведено результати модельних розрахунків полів об'ємної концентрації активності ^{137}Cs

у приземному шарі повітря, що зумовлені підйомом продуктів горіння, осереднені за 12-годинні інтервали. Протягом середини доби 3 вересня зберігався південно-західний напрям перенесення активності із ЗВ, унаслідок чого радіоактивні аерозолі могли досягати Вінницької, Хмельницької, Чернівецької областей, а також північної частини Молдови (див. рис. 8, а). Водночас величина розрахункового значення об'ємної активності ^{137}Cs могла сягати одиниць — десятків мкБк/м³. Слід зазначити, що значення допустимої концентрації ^{137}Cs у повітрі для населення категорії В становить 800 мБк/м³, тобто на 5–6 порядків менше.

Наприкінці доби 3 вересня напрям перенесення активності змінився на західний і надалі збері-

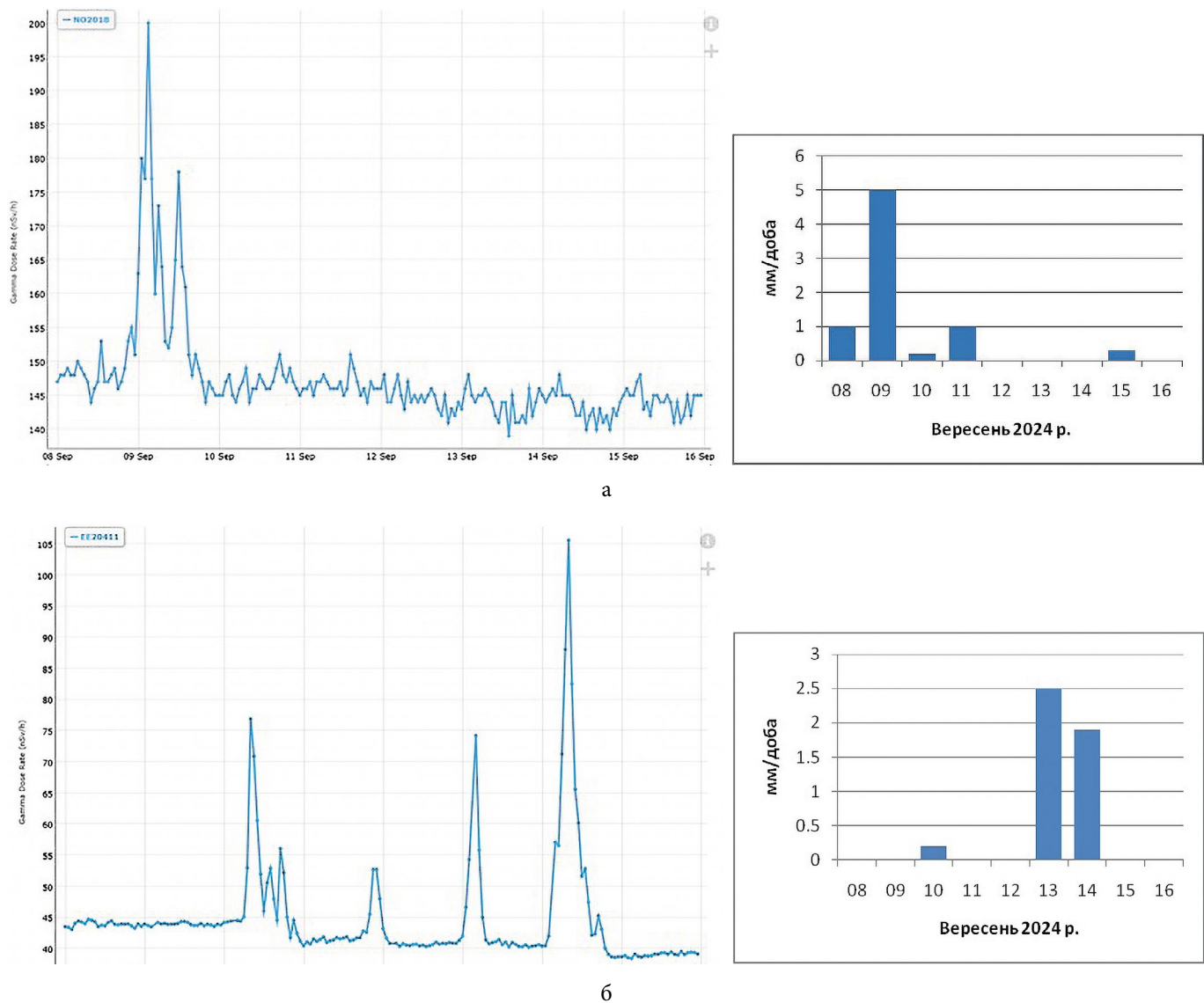


Рис. 9. Динаміка потужності експозиційної дози (нЗв/год) та величина атмосферних опадів (мм/доба) протягом 8–16 вересня 2024 р. на станціях NO2018 (Hol, Норвегія) (а) та EE20411 (Ristna, Естонія) (б). Значення кількості атмосферних опадів наведені згідно з даними сайту www.ventusky.com

гався протягом 4 вересня (див. рис. 8, б). Розрахункові значення концентрації ^{137}Cs в Житомирській області досягають 100 мБк/м^3 , тобто на 4 порядки менше допустимих концентрацій. До кінця доби 4 вересня практично припинилося горіння на ділянці № 1 неподалік сіл Ільїнці та Стечанка. Від 5 вересня на радіаційну ситуацію впливають нові осередки пожеж № 1–3, вказані на рис. 1 і в табл. 1. У цей час напрямок перенесення змінився на північно-західний (див. рис. 8, в, г), і таким він зберігався до кінця періоду пожеж 11 вересня. Значення об'ємної активності ^{137}Cs у приземному повітрі в цей період могли сягати одиниць — десятків мБк/м^3 на відстані до 10 км від району пожежі в західній частині ЗВ (ділянка пожежі № 4). Винесення активності в цей час відбувається переважно в бік Білорусі. Надалі радіонукліди могли розповсюджуватися в напрямку країн Балтії та Скандинавії. За інформацією Агентства з радіаційної та ядерної безпеки Норвегії (Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority (DSA)), у цей період на двох постах вимірювань у країні зафіксовано підвищені, але дуже низькі рівні вмісту ^{137}Cs в повітрі: 5 мБк/м^3 на станції Viksjøfjell протягом 5–12 вересня та на станції Svanhøvd протягом 9–16 вересня [21]. Ці дані вимірювань узгоджуються з модельними оцінками, отриманими в цій роботі.

Одночасно з цими вимірюваннями протягом 8–15 вересня на декількох станціях у складі Європейської платформи обміну радіологічними даними EURDEP [22] (зокрема, у Норвегії, Швеції, Фінляндії, Латвії, Естонії, Литві та Польщі) були зафіксовані короточасні підвищення значень потужності експозиційної дози (ПЕД) на 15–140 % вище фонових значень. Приклад таких результатів для двох станцій наведено на рис. 9. Одним із припущень, висунутих для пояснення даних мережі, був можливий вплив лісових пожеж у ЗВ [23]. Однак необхідно підкреслити, що результати проведених модельних розрахунків та дані вимірювань концентрації ^{137}Cs в повітрі в Норвегії однозначно свідчать, що атмосферне перенесення відносно невеликої кількості радіонуклідів із ЗВ не могло бути причиною зазначених підвищень ПЕД. Найбільш вірогідним поясненням є відомий ефект вологого вимивання продуктів розпаду ^{222}Rn , а саме ^{214}Pb та ^{214}Bi , з атмосфери локальними дощовими опадами та їхнього осадження на земну поверхню [24], що призводить до короткотермінового зростання значень ПЕД (див. рис. 9).

Висновки

Коефіцієнт емісії ^{137}Cs в атмосферу з радіоактивно забрудненої території лісової пожежі в ЗВ станом на поточний період оцінено як 0,4 % від загального запасу активності на площі горіння. Оцінка загальної емісії ^{137}Cs внаслідок природних пожеж у ЗВ протягом 3–11 вересня 2024 р. становила близько 50 ГБк , що на порядок менше, ніж під час пожеж у квітні 2020 р.

Поточні наслідки лісових пожеж 2024 р. призвели до додаткового радіоактивного забруднення довкілля як у самій ЗВ, так і до винесення радіоактивних аерозолів за її межі. При цьому рівні концентрації активності радіонуклідів у повітрі та пов'язані з ними дози додаткового опромінення населення залишалися на кілька порядків меншими за встановлені нормативи.

Протягом періоду найбільш інтенсивних природних пожеж 5–11 вересня 2024 р. радіонукліди переносилися у північно-західному напрямку переважно в бік Білорусі. За весь період пожеж перенесення радіоактивних аерозолів — продуктів горіння в ЗВ — на Київ практично не відбувалося.

Список використаної літератури

1. The wildfire problem in areas contaminated by the Chernobyl disaster / A. A. Ager, R. Lasko, V. Myroniuk [et al.] // *The Science of Total Environment*. — 2019. — Vol. 696. — Art. 133954. — doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133954.
2. Evangelidou N. Uncovering transport, deposition and impact of radionuclides released after the early spring 2020 wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone / N. Evangelidou, S. Eckhardt // *Scientific Reports* — 2020. — Vol. 10. — Art. 10655. — doi.org/10.1038/s41598-020-67620-3.
3. Estimation of Cs-137 emissions during wildfires and dust storm in Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 by means of ensemble iterative source inversion method / I. Kovalets, M. Talerko, R. Synkevych, S. Koval // *Atmospheric Environment*. — 2022. — Vol. 288. — Art. 119305. — doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119305.
4. Simulation study of radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 / M. Talerko, I. Kovalets, T. Lev [et al.] // *Atmospheric Pollution Research*. — 2021. — Vol. 12 (3). — P. 193–204. — doi.org/10.1016/j.apr.2021.01.010.
5. Europe-wide atmospheric radionuclide dispersion by unprecedented wildfires in the Chernobyl exclusion zone, April 2020 / O. Masson, O. Romanenko, O. Saunier [et al.] // *Envi-*

- ronmental Science & Technology. — 2021. — Vol. 55 (20). — P. 13834–13848. — doi.org/10.1021/acs.est.1c03314.
6. Fire Information for Resource Management System (FIRMS). Available at: <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov>.
7. Займання хмизу та лісової підстилки. — Режим доступу: <https://dazv.gov.ua/ua/news/138>.
8. Державна екологічна інспекція Столичного округу. — Режим доступу: <https://www.facebook.com/SEI.CD/posts/pfbid0a86tZmfGhcYnzbznamagN3LdfzBuwvew3Gr7X4g9xCz4VtkuPgLDiYJyKs8Cucxl>.
9. A VIIRS direct broadcast algorithm for rapid response mapping of wildfire burned area in the western United States / S. Urbanski, B. Nordgren, C. Albury [et al.] // *Remote Sensing of Environment*. — 2018. — Vol. 219. — P. 271–283. — doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.007.
10. Sentinel 2. Available at: <https://dataspace.copernicus.eu/explore-data/data-collections/sentinel-data/sentinel-2>.
11. Filipponi F. BAIS 2: Burned Area Index for Sentinel-2 // *Proceedings*. — 2018. — Vol. 2. — P. 364. — doi.org/10.3390/ecrs-2-05177.
12. Oliva P. Assessment of VIIRS 375 m active fire detection product for direct burned area mapping / P. Oliva, W. Schroeder // *Remote Sensing of Environment*. — 2015. — Vol. 160. — P. 144–155. — dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.01.010.
13. Land data operational products evaluation. MODIS/VIIRS land product evaluation. Available at: <https://landweb.modaps.eosdis.nasa.gov/displayissue?id=339>.
14. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process / V. Yoschenko, V. Kashparov, S. Levchuk [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2006. — Vol. 87. — P. 260–278. — doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.12.003.
15. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: Part I. Fire experiments / V. Yoschenko, V. Kashparov, V. Protsak [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2006. — Vol. 86. — P. 143–163. — doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.08.003.
16. ^{90}Sr and ^{137}Cs distribution in Chornobyl forests: 30 years after the nuclear accident / D. Holiaka, S. Levchuk, V. Kashparov [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2025. — Vol. 282. — P. 107616. — doi.org/10.1016/j.jenvrad.2025.107616.
17. An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power / E. Vermote, E. Ellicott, O. Dubovik [et al.] // *Journal of Geophysical Research*. — 2009. — Vol. 114. — P. D18205. — doi.org/10.1029/2008JD011188.
18. Талерко М. М. Застосування величини FRP (Fire Radiative Power) для оцінки емісії радіонуклідів в атмосфері внаслідок лісових пожеж у зоні відчуження у квітні 2020 р. / М. М. Талерко // *Ядерна енергетика та довкілля*. — 2020. — Вип. 4 (19). — С. 66–74. — doi.org/10.31717/2311-8253.20.4.8.
19. Kovalets I. Adaptation of the RODOS system for analysis of possible sources of Ru-106 detected in 2017 / I. Kovalets, O. Romanenko, R. Synkevych // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2020. — Vol. 220–221. — P. 106302. — doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106302.
20. User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models. Vol. 1. (1995). EPA-454/B-95-003a. Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency.
21. DSA has measured very low levels of radioactive cesium at Svanhovd and Viksjøfjell. — Available at: <https://dsa.no/en/news/dsa-has-measured-very-low-levels-of-radioactive-cesium-at-svanhovd-and-viksjofjell>.
22. EURDEP Gamma Dose Rates Advanced Map. — Available at: <https://remap.jrc.ec.europa.eu/Advanced.aspx>.
23. Traces of radioactive Cesium-137 measured along Norway's border with Russia. — Available at: <https://www.thebarentsobserver.com/nuclear-safety/traces-of-radioactive-cesium137-measured-along-norways-border-with-russia/152601>.
24. Increased environmental gamma-ray dose rate during precipitation: a strong correlation with contributing air mass / J.-F. Mercier, B. L. Tracy, R. d'Amours [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2009. — Vol. 100. — P. 527–533. — doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.002.

**M. M. Talerko, T. D. Lev, O. G. Tyshchenko,
Yu. I. Kuzmenko**

*Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants,
NAS of Ukraine, 12, Lysohirska st., Kyiv, 03028, Ukraine*

Modeling of Radioactive Contamination of the Atmosphere due to Natural Fires in the Exclusion Zone in September 2024

The results of modeling the transport of radioactive aerosols released into the atmosphere as a result of fires in forest and grass areas in the Chornobyl Exclusion Zone from September 3 to 11, 2024 are presented. To assess the effects of natural fires, a set of models of emission, atmospheric transport and deposition of radionuclides on the

underlying surface LEDI, developed at the Institute for Safety Problems of Nuclear Power Plants, the National Academy of Sciences of Ukraine, was used. Calculations of the dynamics of the ^{137}Cs activity concentration field in the surface air at the regional scale (on the territory of Ukraine) were performed. The possible impact of atmospheric transboundary transport of radioactive combustion products on the radiation situation in neighboring countries was assessed. A comparative analysis of the results of estimates of the burning area based on the data of satellite radiometers of the NASA FIRMS fire tracking system and multispectral images of Sentinel 2 satellites was carried out. The coefficient of ^{137}Cs emission to the atmosphere from the radioactively contaminated territory of the forest fire in the Exclusion Zone as of the current period is estimated at 0.4 % of the total activity inventory in the burning area. The area of the fires is estimated at 61.7 sq. km, including 35.1 sq. km of forest and 26.6 sq. km of meadows. The total ^{137}Cs emission from natural fires in the Exclusion Zone during September 3–11, 2024 was estimated at about 50 GBq. Outside the Chornobyl Exclusion Zone, the average daily concentration of ^{137}Cs activity in the surface air during the fires could reach units of mBq/m³, i.e. 2 orders of magnitude less than the established limit. It was concluded that there is no significant impact of radioactive contamination of the atmosphere due to natural fires in 2024 on the radiation status and health of the population in Ukraine and abroad.

Keywords: natural fires, radionuclides, atmospheric transport, modeling, volumetric air activity, Chornobyl Exclusion Zone.

References

1. Ager A. A., Lasko R., Myroniuk V., Zibtsev S., Day M. A., Usenia U., Bogomolov V., Kovalets I., Evers C. R. (2019). The wildfire problem in areas contaminated by the Chernobyl disaster. *The Science of Total Environment*, vol. 696, art. 133954. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133954.
2. Evangeliou N., Eckhardt S. (2020). Uncovering transport, deposition and impact of radionuclides released after the early spring 2020 wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone. *Scientific Reports*, vol. 10, art. 10655. doi.org/10.1038/s41598-020-67620-3.
3. Kovalets I., Talerko M., Synkevych R., Koval S. (2022). Estimation of Cs-137 emissions during wildfires and dust storm in Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 by means of ensemble iterative source inversion method. *Atmospheric Environment*, vol. 288, art. 119305. doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119305.
4. Talerko M., Kovalets I., Lev T., Igarashi Y., Romanenko O. (2021). Simulation study of radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020. *Atmospheric Pollution Research*, vol. 12 (3), pp. 193–204. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.01.010>.
5. Masson O., Romanenko O., Saunier O., Kirieiev S., Protsak V., Laptev G., Voitsekhovych O., Durand V., Coppin F. (2021). Europe-wide atmospheric radionuclide dispersion by unprecedented wildfires in the Chernobyl exclusion zone, April 2020. *Environmental Science & Technology*, vol. 55 (20), pp. 13834–13848. doi.org/10.1021/acs.est.1c03314.
6. Fire Information for Resource Management System (FIRMS). Available at: <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov>.
7. *Zaimannia khmyzu ta lisovoi pidstylky* [Burning brushwood and forest litter]. Available at: <https://dazv.gov.ua/ua/news/138>. (in Ukr.)
8. *Derzhavna ecolohichna inspektsiia Stolychnoho okruhu* [State Environmental Inspectorate of the Stolychnyi District]. Available at: <https://www.facebook.com/SEI.CD/posts/pfbid0a86tZmfGhcYnzbznamagN3LdfzBuwvew3Gr7X4g9xCz4VtkuPgLDiYJykJs8Cucxl>. (in Ukr.)
9. Urbanski S., Nordgren B., Albury C., Schwert B., Peterson D., Quayle B., Hao W. M. (2018). A VIIRS direct broadcast algorithm for rapid response mapping of wildfire burned area in the western United States. *Remote Sensing of Environment*, vol. 219, pp. 271–283. doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.007.
10. Sentinel 2. Available at: <https://dataspace.copernicus.eu/explore-data/data-collections/sentinel-data/sentinel-2>.
11. Filippini F. (2018). BAIS 2: Burned Area Index for Sentinel-2. *Proceedings*, vol. 2(7), 364. Available at: doi.org/10.3390/ecrs-2-05177.
12. Oliva P., Schroeder W. (2015). Assessment of VIIRS 375 m active fire detection product for direct burned area mapping. *Remote Sensing of Environment*, vol. 160, pp. 144–155. Available at: doi.org/10.1016/j.rse.2015.01.010.
13. Land data operational products evaluation. MODIS/VIIRS land product evaluation. Available at: <https://landweb.modaps.eosdis.nasa.gov/displayissue?id=339>.
14. Yoschenko V., Kashparov V., Levchuk S., Glukhovskiy A., Khomutinin Yu., Protsak V., Lundin S., Tschiersch J. (2006). Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 87, pp. 260–278. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.12.003.
15. Yoschenko V., Kashparov V., Protsak V., Lundin S., Levchuk S., Kadygrib A., Zvarich S., Khomutinin Yu., Maloshtan I., Lanshin V., Kovtun M., Tschiersch J. (2006).

- Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: Part I. Fire experiments. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 86, pp. 143–163. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.08.003.
16. Holiaka D., Levchuk S., Kashparov V., Yoschenko V., Hurtevent P., Coppin F., Beasley J. C. (2025). ^{90}Sr and ^{137}Cs distribution in Chornobyl forests: 30 years after the nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 282, art. 107616. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2025.107616.
 17. Vermote E., Ellicott E., Dubovik O., Lapyonok L., Chin M., Giglio L., Roberts G. J. (2009). An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power. *Journal of Geophysical Research*, vol. 114, D 18205. doi.org/10.1029/2008JD011188.
 18. Talerko M. M. (2020). Application of FRP (Fire Radiative Power) to estimate the emission of radionuclides into the atmosphere due to forest fires in the Exclusion Zone in April 2020. *Nuclear Power and the Environment*, vol. 4 (19), pp. 66–74. Available at: <https://doi.org/10.31717/2311-8253.20.4.8>. (in Ukr.)
 19. Kovalets I., Romanenko O., Synkevych R. (2020). Adaptation of the RODOS system for analysis of possible sources of Ru-106 detected in 2017. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 220–221, art. 106302. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106302.
 20. *User's guide for the industrial source complex (ISC 3) dispersion models. Vol. 1.* (1995). EPA-454/B-95-003a. Research Triangle Park, NC, U. S. Environmental Protection Agency.
 21. DSA has measured very low levels of radioactive cesium at Svanhovd and Viksjøfjell. Available at: <https://dsa.no/en/news/dsa-has-measured-very-low-levels-of-radioactive-cesium-at-svanhovd-and-viksjofjell>.
 22. EURDEP Gamma Dose Rates Advanced Map. Available at: <https://remap.jrc.ec.europa.eu/Advanced.aspx>.
 23. Traces of radioactive Cesium-137 measured along Norway's border with Russia. Available at: <https://www.thebarentsobserver.com/nuclear-safety/traces-of-radioactive-cesium137-measured-along-norways-border-with-russia/152601>.
 24. Mercier J.-F., Tracy B. L., d'Amours R., Chagnon F., Hoffman I., Korpach E. P., Johnson S., Ungar R. K. (2009). Increased environmental gamma-ray dose rate during precipitation: a strong correlation with contributing air mass. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, pp. 527–533. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.002.

Надійшла / Received 13.03.2025

Рекомендована до друку / Accepted 31.03.2025