

УДК 504.3.054

І.В. КОВАЛЕЦЬ*, О.В. ХАЛЧЕНКОВ*, С.Я. МАЙСТРЕНКО*, Т.О. ДОНЦОВ-ЗАГРЕБА*,
К.В. ХУРЦИЛАВА*, Р.О. СИНКЕВИЧ*, О.І. УДОВЕНКО*

МОДЕЛЮВАННЯ ВТОРИННОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ ВНАСЛІДОК ВІТРОВОГО ПІДЙОМУ РАДІОНУКЛІДІВ

*Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, м. Київ, Україна

Анотація. У роботі представлені результати моделювання сценарію вторинного забруднення повітря в Україні шляхом вітрового підйому радіонуклідів антропогенного походження під час пилової бурі у квітні 2020 р. Для параметризації інтенсивності ресуспензії радіонуклідів використано варіант формули Багнольда. Для завдання початкового забруднення території України проведено реконструкцію метеорологічних умов та випадінь Cs-137 після аварії на Чорнобильській АЕС з використанням системи ядерного аварійного реагування РОДОС та метеорологічної моделі WRF. Для нормованої середньоквадратичної похибки розрахованих сумарних випадінь у 50-км зоні навколо ЧАЕС отримано значення $NMSE=4,5$. Оцінено зменшення рівнів забруднення поверхні Землі за час після аварії завдяки радіоактивному розпаду та за рахунок інших процесів. Отриманий таким чином розподіл забруднення поверхні Землі використано для оцінки інтенсивності вітрового підйому і атмосферного транспорту радіонуклідів під час пилової бурі 16–18 квітня 2020 р. Обчислення проводились із використанням моделі CALPUFF. Вхідними метеорологічними даними є результати обчислень системи прогнозування погоди WRF-Україна. В обчисленнях вторинного забруднення не враховувався вплив пожеж у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ). Розраховані середньодобові концентрації Cs-137 у повітрі були найбільші за перший день пилової бурі (16 квітня), коли швидкість вітра була максимальна (13 м/с з поривами до 19 м/с). Середньодобові концентрації за 16 квітня знаходились у діапазоні від порядку фонових значень ($5,8 \cdot 10^6$ Бк/м³ у м. Київ) до $2,2 \cdot 10^3$ Бк/м³ (ЧАЕС). Отримані оцінки на порядки менші, ніж допустимі концентрації (0,8 Бк/м³). При цьому багатократні перевищення фонових значень спрогнозовані на великій частині України – від РАЕС ($2,2 \cdot 10^5$ Бк/м³) до Харкова ($1,3 \cdot 10^5$ Бк/м³). Поблизу ЧЗВ у містах Чернігів та Славутич отримано значення середньодобових концентрацій $1,6 \cdot 10^4$ Бк/м³ та $3,2 \cdot 10^4$ Бк/м³ відповідно.

Ключові слова: вторинне забруднення, вітровий підйом, ресуспензія, пилова буря, Чорнобильська аварія.

Abstract. The paper presents the results of the simulation of secondary air pollution scenario in Ukraine due to the wind lift of anthropogenic radionuclides during a dust storm in April 2020. A variant of the Bagnold formula was used to parameterize the intensity of radionuclide resuspension. To set the initial pollution of the territory of Ukraine, the reconstruction of meteorological conditions and fallout of Cs-137 after the disaster at the Chernobyl nuclear power plant was carried out through the use of the RODOS nuclear emergency response system and the WRF meteorological model. For the normalized root-mean-square error of the calculated total fallout in the 50-km zone around the Chernobyl NPP the value $NMSE=4,5$ was obtained. A decrease in the levels of pollution of the Earth's surface during the time after the accident due to radioactive decay and other environmental processes was estimated. The distribution of contamination of the Earth's surface obtained in this way was used to assess the intensity of wind rise and atmospheric transport of radionuclides during a dust storm on April 16–18, 2020. The calculations were carried out using the CALPUFF model. The input meteorological data were the results of the WRF-Ukraine weather forecasting system. In the calculation of secondary contamination, the effect of fires in the Chernobyl Exclusion Zone (ChEZ) was not taken into account. The calculated average daily

concentrations of Cs-137 in the air were maximum for the first day of the dust storm (April 16), when the wind speed was maximum (13 m/s with gusts up to 19 m/s). Average daily concentrations on April 16 ranged from the background values ($5,8 \cdot 10^{-6}$ Bq/m³ in Kyiv) to $2,2 \cdot 10^{-3}$ Bq/m³ (ChNPP). The obtained estimates are much less than the permissible concentrations (0.8 Bq/m³). At the same time considerable exceedance of background values were predicted in a large part of Ukraine – from Rivne NPP ($2,2 \cdot 10^{-5}$ Bq/m³) to Kharkiv ($1,3 \cdot 10^{-5}$ Bq / m³). In the vicinity of the ChEZ in the cities of Chernihiv and Slavutich, the obtained estimates of daily average concentration were $1,6 \cdot 10^{-4}$ Bq/m³ and $3,2 \cdot 10^{-4}$ Bq/m³ respectively.

Keywords: secondary contamination, wind lift, resuspension, dust storm, Chernobyl disaster.

DOI: 10.34121/1028-9763-2021-1-96-107

1. Вступ

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) у 1986 р. призвела до забруднення території України, Білорусі, Росії та інших європейських країн радіонуклідами антропогенного походження (насамперед, Cs-137 та Sr-90) [1]. Вторинне забруднення атмосфери, яке виникає при вітровому підйомі радіонуклідів, активно вивчалось протягом декількох років після аварії [2]. В наш час цей чинник радіоактивного забруднення став привертати менше уваги дослідників внаслідок радіоактивного розпаду радіонуклідів, їх проникнення у ґрунт та відповідного зменшення рівнів забруднення у поверхневому шарі ґрунту. Однак 16–18 квітня 2020 р. у північно-західній, північній і центральній частинах України трапилась потужна пилова буря (рис. 1), яка до того ж супроводжувалась пожежами у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) та на Поліссі [3]. Рівні забруднення, які спостерігались у цей період у м. Київ та на українських АЕС, в основному пов'язували з тривалими пожежами. Але, по-перше, на момент початку пилової бурі 16 квітня інтенсивність пожеж у ЧЗВ значно зменшилась внаслідок дій пожежників та дощів, які пройшли з 13-го по 14-те квітня 2020 р. По-друге, навіть із урахуванням пожеж, які відновились під впливом сильного вітру, вітровий підйом радіонуклідів міг призвести до додаткового забруднення радіонуклідами повітря в Україні. Отже, метою даної роботи є розробка методу розрахунку вторинного радіоактивного забруднення повітря радіонуклідами антропогенного походження внаслідок їх вітрового підйому, автоматизація розробленого методу у програмно-моделюючій системі та моделювання сценарію вторинного забруднення повітря під час пилової бурі у квітні 2020 р.



Рисунок 1 – Пилова буря 16 квітня 2020 р., с. Олександрія Рівненської обл.

2. Параметризація ресуспензії радіонуклідів

Для розрахунку потоку радіонуклідів з одиниці площі за рахунок вітрового підйому Q [Бк/м²с] використовується формула

$$Q = \Phi \cdot S, \quad (1)$$

де Φ [кг/ м²с] – потік твердих частинок при вітровому підйомі з одиниці площі, а S [Бк/кг] – концентрація радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту. Для потоку твердих частинок Φ_0 з відкритого ґрунту (не покритого рослинністю) використовуємо таке співвідношення [4]:

$$\Phi_0 = 3 \cdot 10^{-6} u_*^5, \quad (2)$$

де u_* [м/с] – динамічна швидкість. Формула (2) є одним із варіантів формули Багнольда. У даній роботі частинки вважаються дрібнодисперсними (медіанний діаметр частинок покладався рівним 3,4 мкм). Для врахування зменшення потоку твердих частинок під впливом рослинності використовуємо співвідношення $\Phi = \Phi_0(1 - c_f)$, де для безрозмірного коефіцієнта використовується таблична залежність від категорій землекористування, аналогічна залежності у роботі [5]: $c_f = 0$ для відкритого ґрунту, $c_f = 0,2$ для трав'яного покриву, $c_f = 0,8$ для лісу, $c_f = 0,9$ для міської забудови.

Для визначення концентрації радіонуклідів у ґрунті S можна використати виміри за їх наявності. Але у даній роботі розрахунок вторинного забруднення базується на розрахунку атмосферних випадінь радіонуклідів модулем атмосферного перенесення системи Євросоюзу з ядерного аварійного реагування РОДОС [6]. Моделі атмосферного перенесення не розраховують концентрації у ґрунті, їх вихідними даними є щільність випадінь Θ [Бк/м²]. Для того, щоб розрахувати концентрацію S із щільності випадінь Θ відразу після аварії, треба ввести припущення щодо початкової глибини проникнення радіонуклідів у ґрунт δ_0 [м]. Із наявних даних вимірів, наведених у роботах [2], згідно з якими через місяць після випадіння радіонукліди проникають у ґрунт не більше, ніж на 1 см, а також з використанням параметризації із статті [7], можна вивести оцінки δ_0 у діапазоні від 0,001 до 0,005 м. Тоді значення S відразу після випадіння $S(0) = \Theta / \delta_0$.

Для отримання оцінки зміни S із часом t після випадіння можна припустити, що відношення $S(t) / S(0)$ дорівнює відношенню коефіцієнтів ресуспензії $K(t) / K(0)$. Дійсно, коефіцієнт ресуспензії K [1/м] визначається як відношення середньої концентрації радіонуклідів у повітрі над певною територією до загального вмісту радіонуклідів на відповідній території [7]. Тому зміна цього коефіцієнта з часом визначається насамперед зміною концентрації радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту. В роботі [7] наводиться співвідношення для зміни $K(t)$, яке і використано у даній роботі. Таким чином, $S(t)$ розраховується за формулою

$$S(t) = (\Theta / \delta_0) \cdot (K(t) / K(0)) \cdot e^{-\lambda t}, \quad (3)$$

де λ – постійна розпаду радіонукліда.

3. Програмна реалізація системи розрахунку вторинного радіоактивного забруднення атмосфери

Програмна реалізація системи розрахунку вторинного радіоактивного забруднення атмосфери при вітровому підйомі радіонуклідів здійснювалась на основі інформаційної технології моделювання розповсюдження атмосферних забруднень, утворених внаслідок техно-

генних аварій, представлена у роботі [8]. На відміну від роботи [8], в якій розраховується розповсюдження забруднень, утворених одним чи декількома точковими джерелами, у системі, представлений у даній роботі, реалізована можливість розрахунку розповсюдження забруднень, утворених вітровим підйомом радіонуклідів із великих територій (десятки і сотні тисяч км²). Для цього використано можливості, реалізовані у моделі атмосферного перенесення CALPUFF [9], в якій можна задати площинні джерела забруднень із змінним у часі викидом.

Як вхідні метеорологічні дані система може отримувати файли з результатами розрахунку чисельного прогнозу погоди (ЧПП) прогностичної метеорологічної системи WRF-Україна, налаштованої для оперативного чисельного прогнозування погоди в Українському гідрометцентрі [10].

Вхідними даними системи щодо радіоактивного забруднення поверхні Землі є поля випадіння для сценарію атмосферного перенесення, сформовані системою РОДОС (або іншою моделлю атмосферного перенесення). Ці поля можуть бути передані в систему через файли або шляхом запиту системи до геосерверу РОДОС. Для обробки даних випадіння та формування вхідних даних щодо площинних джерел забруднень для моделі CALPUFF зроблено спеціальний обчислювальний модуль. Кожна обчислювальна комірка системи РОДОС розглядається як елементарне площинне джерело вторинного забруднення. Для кожного елементарного площинного джерела обчислюється потік радіонуклідів за рахунок вітрового підйому за формулами (1)–(3). Таким чином, у розрахунку CALPUFF враховується стільки елементарних площинних джерел ресуспензії радіонуклідів, скільки є комірок сітки РОДОС із ненульовими випадіннями (таких комірок може бути декілька тисяч).

Веб-система, яка реалізує описану вище послідовність розрахунків, має трирівневу архітектуру: клієнтська частина – серверна частина – дані. Клієнтська частина реалізує інтерфейс користувача з використанням мов HTML та Javascript. Головна функція – формування запитів до серверу та відображення отриманих результатів користувачеві.

Введення даних користувача щодо параметрів розрахунку та виведення результатів розрахунків здійснюються через вебінтерфейс. Візуалізація даних розрахунків через вебінтерфейс (просторово-розподілені поля приземних концентрацій радіонуклідів та графіки часових залежностей в обраних точках) здійснюється на картографічній основі OpenStreetMap (www.openstreetmap.org).

Серверна частина реалізована з використанням мови Java і виконує запити до баз даних (БД): безпосередньо до БД системи та до БД системи РОДОС. Як сервер додатка використовується Tomcat (tomcat.apache.org). Обмін даними між клієнтом і сервером здійснюється у форматі JSON (www.json.org), що дозволяє уніфікувати API для всіх платформ. У розробці використана технологія Spring Boot (spring.io), яка дозволяє скомпілювати один виконуваний файл програми (розширення *.war) із вбудованим вебсервером та налаштуваннями конфігурації, що значно спрощує розробку, підтримку і подальшу модифікацію програмної частини системи.

Важливим компонентом серверної частини є GeoServer (geoserver.org) – ГІС-сервер із відкритим вихідним кодом, здатний працювати на операційних системах сімейств Windows, Linux та ін. Також GeoServer має можливість підключення до баз просторових даних, що працюють під управлінням СУБД. У даному разі через GeoServer виконується доступ до БД системи РОДОС за допомогою спеціального плагіна JRodosWPS [11]. Додатково в серверну частину включено окремих скрипт для запуску формування прогнозів CALPUFF, у тому числі з можливістю паралельного виконання розрахунків та занесення результатів розрахунків до БД.

Для зберігання даних, у тому числі картографічних, використовується PostgreSQL із розширенням PostGIS (www.postgresql.org) – сучасна та швидка СУБД із відкритим вихідним кодом і легкою інтеграцією з Java-додатками через драйвер JDBC. Для реалізації підк-

лючення до серверу баз даних використовується рядок підключення, який містить IP-адресу серверу (або URL-адресу), ім'я бази даних, ім'я користувача бази даних та пароль.

4. Розрахунок сценарію вторинного забруднення

4.1. Реконструкція радіоактивних випадів після аварії на ЧАЕС із використанням системи РОДОС

Для формування вхідних даних щодо забруднення території України та прилеглих країн радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС було проведено моделювання-реконструкцію розповсюдження та випадів радіонуклідів за період аварії. Для моделювання історичного періоду, який відповідає часу аварії, використано дані глобальної метеорологічної моделі ERA5 [12], на підставі яких сформовано початкові та граничні умови моделі WRF. Період моделювання метеорологічних полів обмежувався часом з 26.04.1986 р. по 14.05.1986 р. Моделювання виконувалося на широтно-довготній розрахунковій сітці розміром 200 на 130 вузлів із кроком 0,2 градуси. Центр розрахункової області розміщений у точці з координатами: 48° пд.ш., 32° сх.д. У моделі використовувався глобальний набір даних топографії Геологічної служби США із просторовим дозволом 30 с (опція `toro_gmted2010_30s` препроцесора GEOGRID програмного комплексу WRF [13]). Дані про категорії землекористування були отримані із глобального набору Modis із просторовим дозволом 15 с (опція `Modis_15s` препроцесора GEOGRID програмного комплексу WRF [13]).

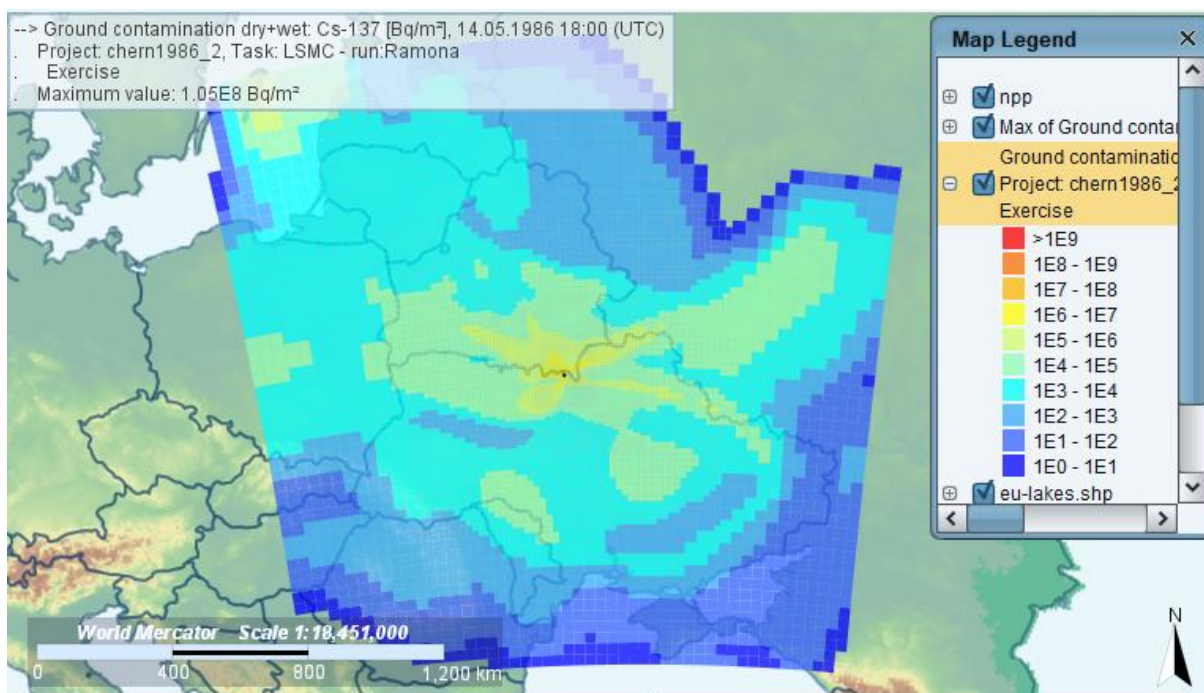


Рисунок 2 – Сумарні випадіння на території України і сусідніх країн (Бк/м²), розраховані системою RODOS (модель RIMPUFF) за період аварії на ЧАЕС

Розрахунки проводилися єдиним безперервним моделюванням без реініціалізацій із використанням методів сіткової релаксації та опції притягування приземних метеорологічних полів (`grid_sfdda=1`, [13]). При моделюванні були обрані такі основні фізичні параметри WRF (назви параметрів даються згідно з документацією [13]): `mp_physics=6`, `ra_lw_physics=1`, `ra_sw_physics=1`, `sf_sfclay_physics=1`, `bl_pbl_physics=2`, `sf_surface_physics=2`, `cu_physics=1`. Моделювання виконувалося на 42-х вертикальних рівнях із часовим кроком 30 секунд. Для побудови вхідного файлу `wrfsfdda_d01` із приземни-

ми метеорологічними полями був використаний модуль OBSGRID [13] із вхідними даними у вигляді полів ERA5, без використання прямих вимірів наземних метеостанцій.

Для характеристик джерела викиду Cs-137 внаслідок Чорнобильської аварії були використані дані з роботи [14]. У даній роботі представлені оцінки викидів Cs-137 за кожні 6 годин на висотах 200, 500, 800, 1200 м, які були введені в систему РОДОС (через обмеження системи обсяги викидів на висоті 1200 м задавались на висоті 1000 м). Для обчислення атмосферного перенесення радіонуклідів у роботі використано модель RIMPUFF, яка входить у модуль атмосферного перенесення системи РОДОС [15]. Обчислення здійснювались на розрахунковій сітці розміром 1600x1600 км із центром у точці викиду (ЧАЕС).

На рис. 2 представлений розрахований просторовий розподіл сумарного випадіння Cs-137 на території України і сусідніх країн. На якісному рівні розподіл забруднення узгоджується з даними [1]. Для отримання кількісних показників похибки розрахунків були оцифровані карти випадінь Cs-137 з роботи [1] у ближній зоні (на відстанях до 50 км) навколо ЧАЕС. У порівнянні з цими вимірами нормована середньоквадратична похибка розрахунків склала $NMSE=4,52$, а коефіцієнт кореляції $corr=0,48$. Отримане значення $NMSE$ відповідає рівню похибок моделей атмосферної дисперсії у порівнянні з даними натурального експерименту ETEX [16]. Отже, якість отриманих розрахунків можна вважати задовільною.

4.2. Моделювання вторинного радіоактивного забруднення повітря внаслідок вітрового підйому для сценарію пилової бурі

Метеорологічні умови 16–17 квітня 2020 р. у центральній частині України визначались проходженням холодного фронту, який спричинив підсилення вітру на значній території України (рис. 3).

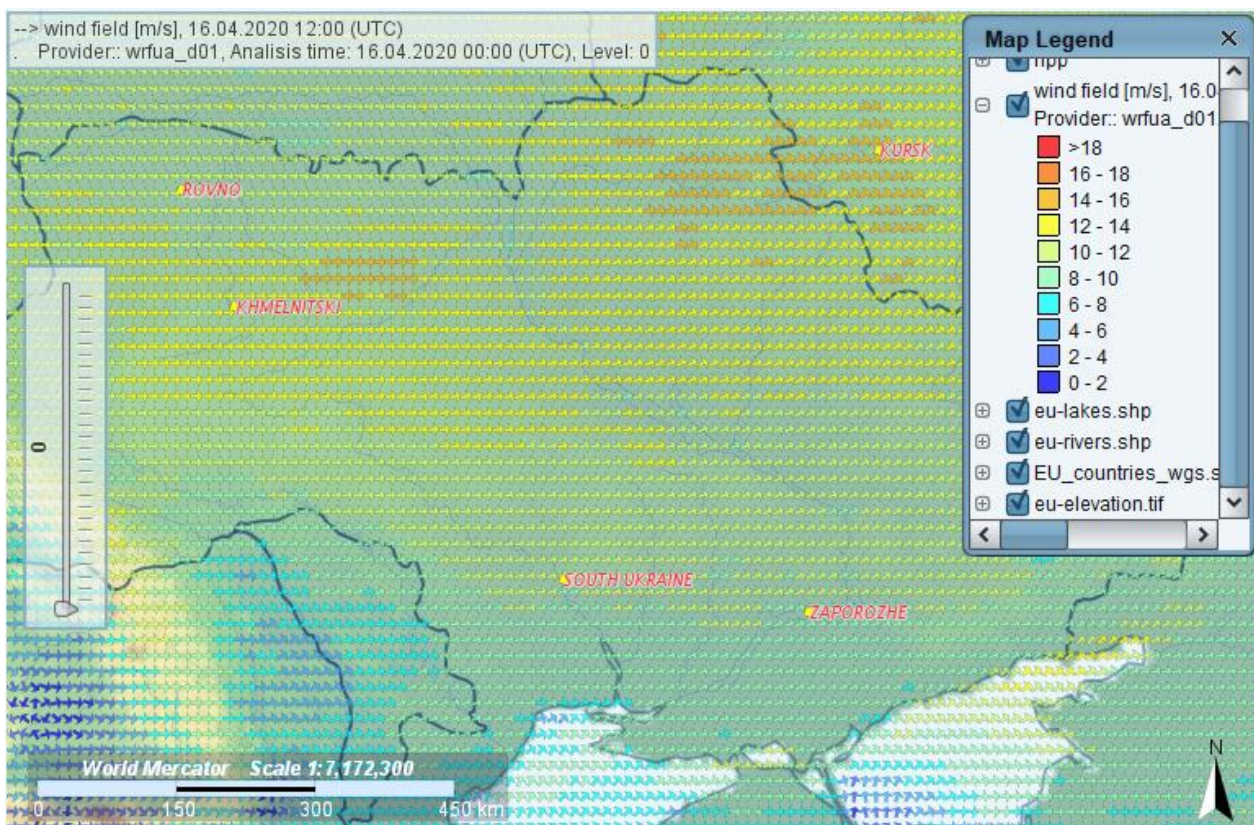


Рисунок 3 – Поле вітру, розраховане WRF-Україна для 16.04.2020, 12 год

За даними автоматизованої метеостанції Рівненської АЕС (РАЕС), у період з 10 до 12 ранку 16 квітня 10-хвилинні середні значення швидкості вітру досягали 12,9 м/с, що узгоджується з відповідними розрахунками WRF-Україна (рис. 4). При цьому, за даними вимірів, миттєві пориви вітру сягали 19 м/с. За даними WRF, динаміка швидкості вітру у ЧЗВ (рис. 5) подібна до часової залежності швидкості вітру поблизу РАЕС. В обох випадках швидкість вітру характеризується яскраво вираженою добовою динамікою: максимальна швидкість досягається вдень, а вночі вітер затихає. Причиною цього є зменшення турбулентного обміну імпульсом вночі за рахунок вистигання поверхні і стійкої стратифікації. Відповідно, вночі зменшується інтенсивність потрапляння до поверхні Землі швидких частинок повітря з високих шарів атмосфери [17].

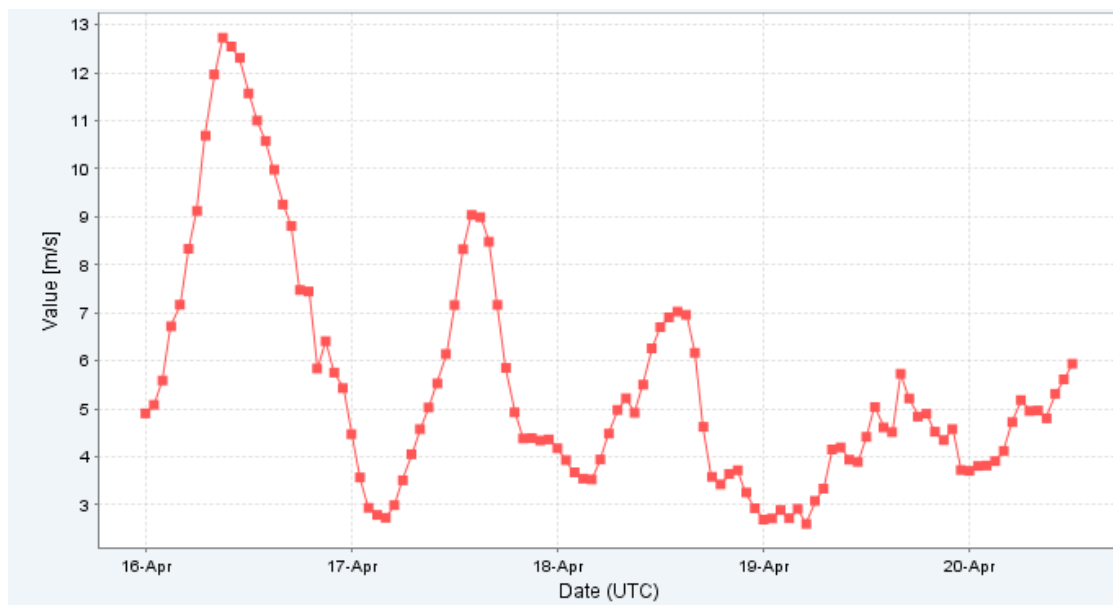


Рисунок 4 – Швидкість вітру у м. Вараш (РАЕС), розрахована WRF-Україна (прогноз від 16.04.2020, 0 год)

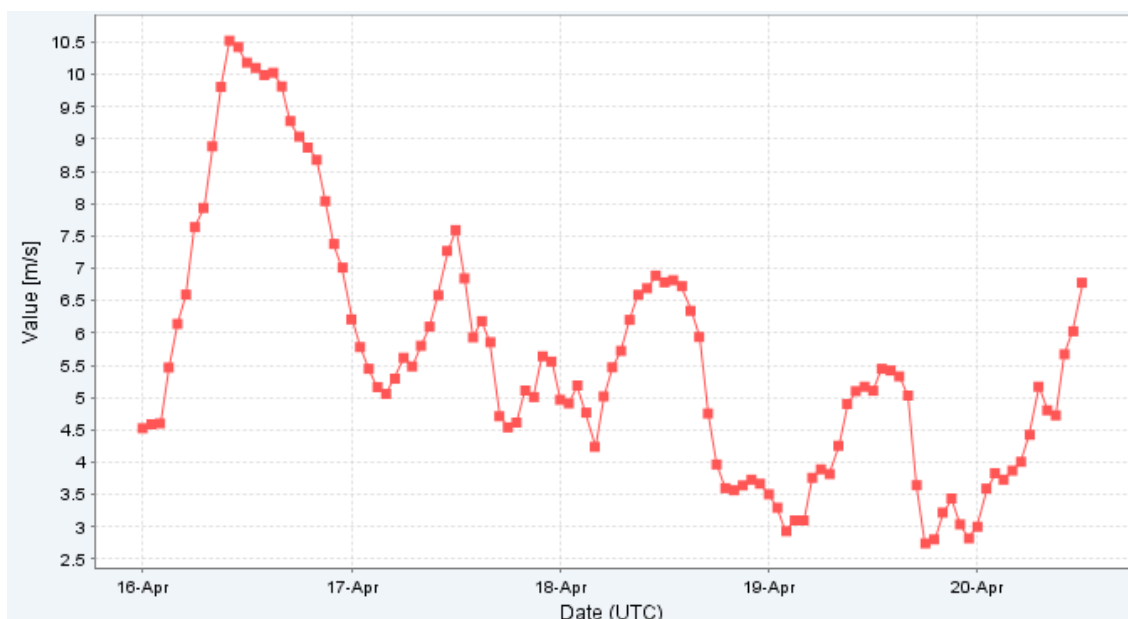


Рисунок 5 – Швидкість вітру у ЧЗВ, розрахована WRF-Україна (прогноз від 16.04.2020, 0 год)

Внаслідок тривалої відсутності дощів і снігу (до 14 квітня останній дощ у ЧЗВ пройшов 10 березня 2020 р.) підсилення вітру, яке охопило велику територію, призвело до пилової бурі [3]. В цей період концентрація дрібнодисперсних частинок (PM_{2,5}) у містах України, зокрема, у м. Київ, зросла у декілька разів [3].

Просторовий розподіл середньої концентрації Cs-137 у повітрі, розрахований розробленою системою за три доби 16.04–18.04 2020 р., представлений на рис. 6. Середньодобові концентрації були найбільші за перший день пилової бурі (16 квітня), коли швидкість вітра максимальна. Наведемо значення середньодобових концентрацій за 16.04 для деяких пунктів: $2,2 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³ (ЧАЕС), $3,2 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ (Славутич), $1,6 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ (Чернігів), $2,2 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (Суми), $1,3 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (Харків), $5,8 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³ (Київ), $2,2 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (РАЕС). Розраховані концентрації в усіх пунктах набагато менші за допустимі значення (0,8 Бк/м³). Але серед усіх зазначених пунктів тільки у м. Київ середньодобова концентрація за 16 квітня приблизно відповідає фоновим значенням концентрації ($\sim 10^{-6}$ Бк/м³) внаслідок переважно західного або задхідно-північно-західного напрямку вітру (рис. 3), який відносить радіонукліди з найбільш забруднених районів мимо Києва. В інших перелічених пунктах, які охоплюють значну територію України, розраховані концентрації у рази і навіть у десятки разів перевищують фонові концентрації.

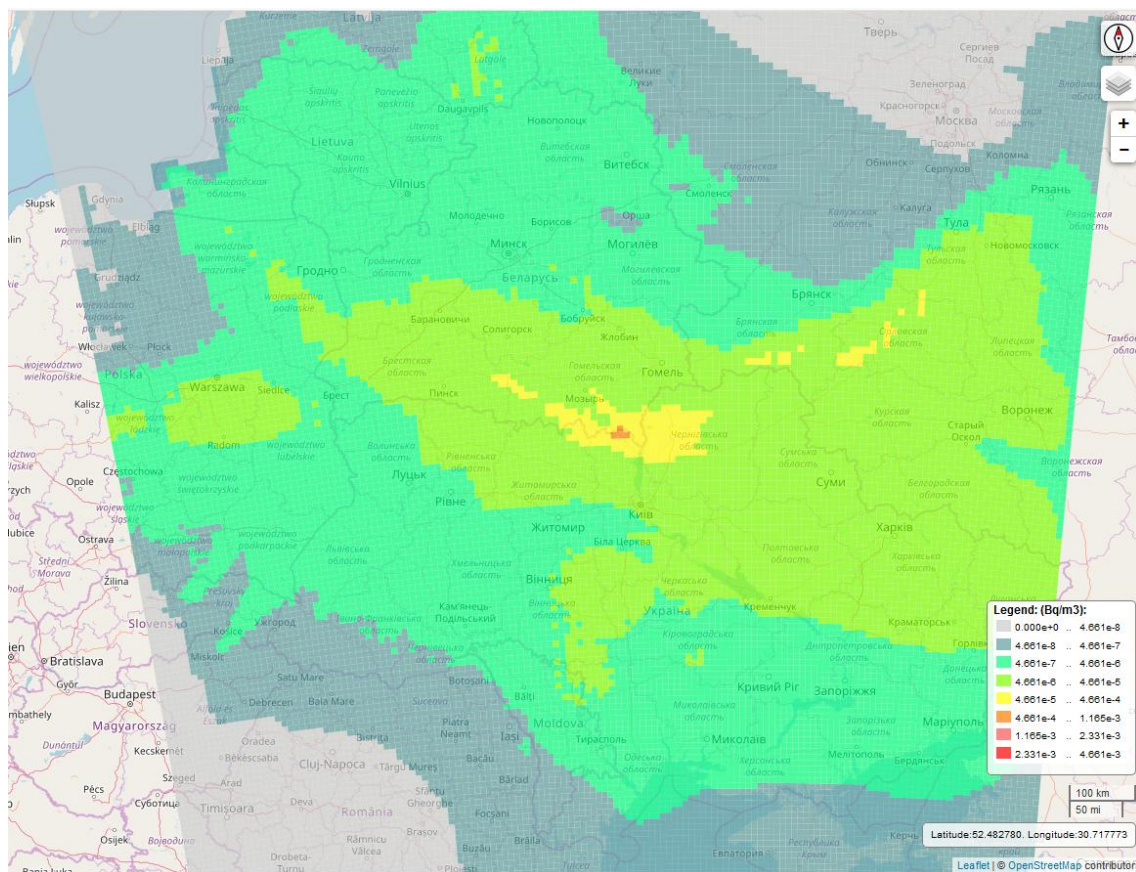


Рисунок 6 – Середня концентрація Cs-137 у повітрі, розрахована і візуалізована веб-системою за три доби 16.04–18.04 2020 р.

На рис. 7 наведено часову динаміку концентрацій Cs-137 на території ЧАЕС. Коливання концентрацій у цьому пункті співпадають по часу зі змінами швидкості вітру на рис. 5. При цьому перший максимум (16 квітня) набагато більший за наступні максимуми. Це є наслідком сильної залежності інтенсивності викиду від динамічної швидкості (а, отже, і від швидкості вітру) згідно з рівнянням (2). Водночас, це свідчить про

те, що забруднення повітря у даній точці походить із тієї ж та з сусідніх територій, що виправдовує використання одновимірних моделей вторинного забруднення повітря у сучасних системах підтримки рішень з ядерної радіаційної безпеки, таких, як РОДОС. У м. Чернігів (рис. 8) перший максимум також по часу практично співпадає з часом виникнення найсильнішого вітру, що є наслідком досить близької відстані м. Чернігів від ЧЗВ та західного напрямку вітру.

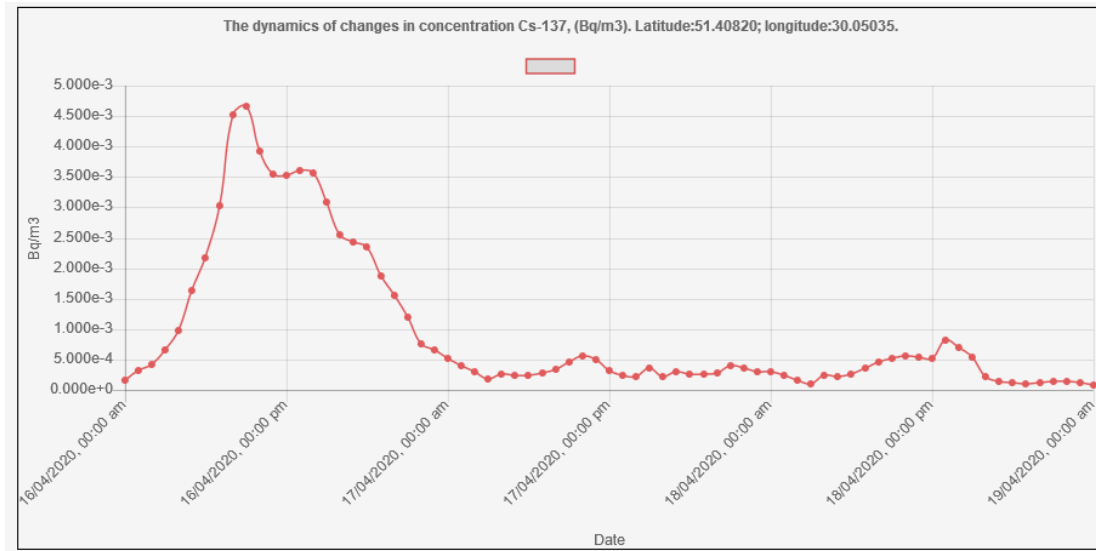


Рисунок 7 – Часова динаміка концентрації Cs-137 у повітрі на території ЧАЕС, розрахована системою за три доби 16.04–18.04.2020 р.

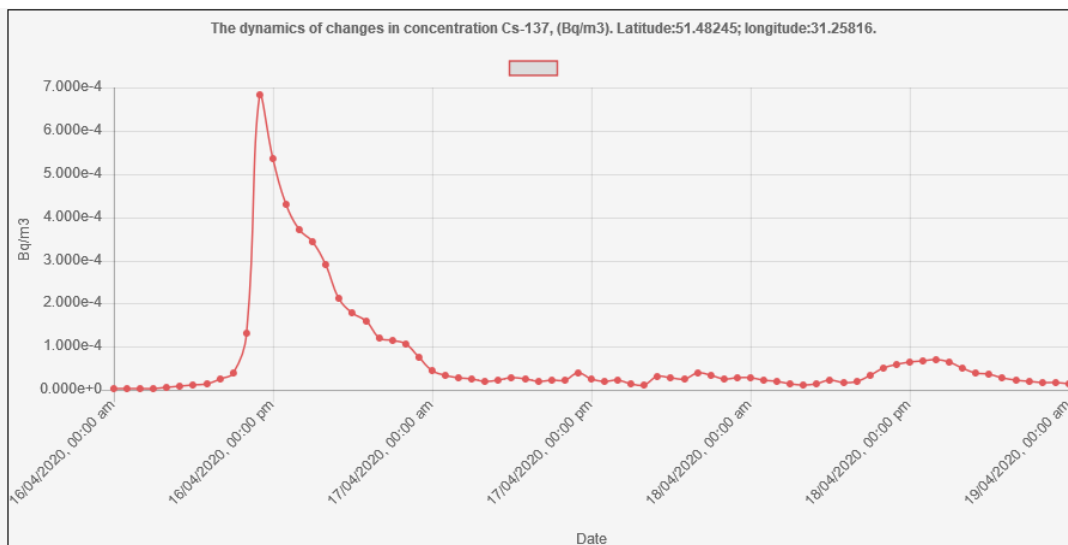


Рисунок 8 – Часова динаміка концентрації Cs-137 у повітрі у м. Чернігів, розрахована системою за три доби 16.04–18.04.2020 р.

Якісно інша часова залежність концентрації прогнозується для м. Харків (рис. 9), де збільшення концентрації Cs-137 зміщене по часу майже на 12 год від часу максимальної швидкості вітру на рис. 5. Це свідчить про те, що підвищення концентрації у даному населеному пункті є наслідком горизонтального перенесення радіонуклідів, піднятих вітром із віддалених територій. Згадані вище одновимірні моделі не здатні описати таке горизонтальне перенесення вторинного забруднення.

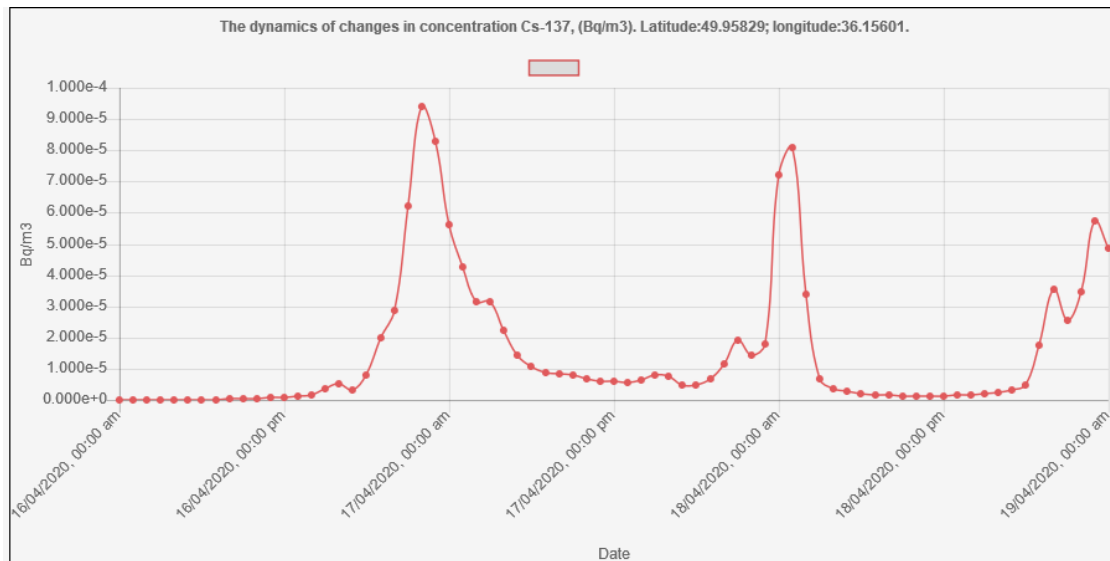


Рисунок 9 – Часова динаміка концентрації Cs-137 у повітрі у м. Харків, розрахована системою за три доби 16.04–18.04.2020 р.

На рис. 10 показана часова динаміка концентрації Cs-137 у повітрі навколо РАЕС. Аналогічно графікам на рис. 7 та рис. 8, максимальні значення концентрації на рис. 10 досягаються одночасно з максимальними значеннями швидкості вітру (рис. 4). Але поблизу РАЕС вторинне забруднення повітря створюється радіонуклідами, піднятими з забруднених територій навколо РАЕС, а не з території ЧЗВ.

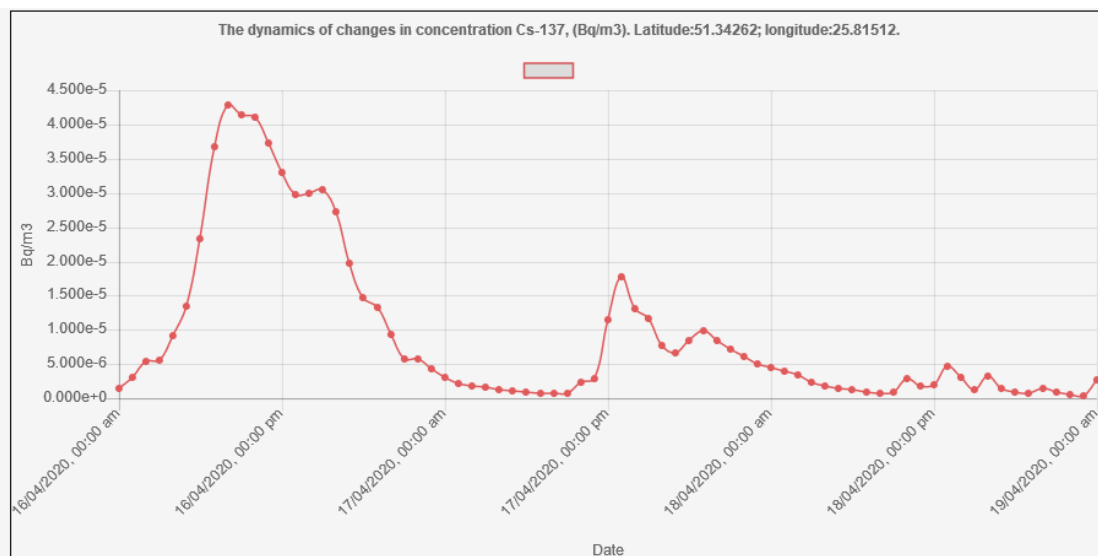


Рисунок 10 – Часова динаміка концентрації Cs-137 у повітрі у місці розташування РАЕС, розрахована системою за три доби 16.04–18.04.2020 р.

4. Висновки

У представленій роботі проведено моделювання сценарію вторинного забруднення повітря в Україні за рахунок вітрового підйому (ресуспензії) радіонуклідів антропогенного походження під час пилової бурі у квітні 2020 р. Для параметризації інтенсивності ресуспензії радіонуклідів використано варіант формули Багнольда, в якому потік твердих частинок при вітровому підйомі пропорційний п'ятому ступеню швидкості вітру. Для завдання початкового забруднення території України, яке є джерелом вітрового підйому радіонуклідів,

проведено реконструкцію метеорологічних умов та випадінь Cs-137 після аварії на Чорнобильській АЕС із використанням системи Євросоюзу з ядерного аварійного реагування РОДОС, а також метеорологічної моделі WRF. Значення нормованої середньоквадратичної похибки розрахованих сумарних випадінь у ближній 50-км зоні навколо ЧАЕС $NMSE=4,5$ є задовільним. Оцінено зменшення рівнів забруднення поверхні Землі за час після аварії завдяки радіоактивному розпаду та за рахунок впливу інших процесів. Отриманий у результаті розподіл забруднення поверхні Землі використано для оцінки інтенсивності вітрового підйому і атмосферного транспорту радіонуклідів під час пилової бурі 16–18 квітня 2020 р. Обчислення проводились із використанням моделі CALPUFF у складі розробленої веб-системи розрахунку вторинного забруднення повітря шляхом вітрового підйому радіонуклідів із забруднених територій. Вхідними метеорологічними даними є розрахунки системи прогнозування погоди WRF-Україна, яка функціонує в Українському гідрометцентрі. За результатами обчислень метеорологічної моделі 16 квітня прогнозувалось збільшення швидкості вітру до 13 м/с у північно-західній частині України, що відповідає вимірам осереднених за 10 хв значень швидкості вітру на метеостанції Рівненської АЕС. При цьому за результатами вимірів пориви вітру могли сягати 19 м/с. В обчисленнях вторинного забруднення не враховувався вплив пожеж у Чорнобильській зоні відчуження, які відновились 16 квітня під впливом сильного вітру. Розраховані середньодобові концентрації Cs-137 у повітрі були найбільші за перший день пилової бурі (16 квітня), коли швидкість вітра максимальна. Середньодобові концентрації за 16 квітня знаходились у діапазоні від порядку фонових значень ($5,8 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³ у м. Київ) до $2,2 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³ (ЧАЕС). Отримані оцінки на порядки менші, ніж допустимі концентрації (0,8 Бк/м³). Але багатократні перевищення фонових значень спрогнозовані на великій частині України – від РАЕС ($2,2 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³) до Харкова ($1,3 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³), тоді як поблизу ЧЗВ у містах Чернігів та Славутич отримано значення середньодобових концентрацій $1,6 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ та $3,2 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ відповідно. Поєднання наслідків одночасної реалізації пилової бурі та пожеж у ЧЗВ може призвести до збільшення рівнів вторинного атмосферного забруднення, що потребує окремого дослідження.

ПОДЯКИ

У роботі використано архів метеорологічних даних із ресурсу Copernicus Climate Data Store (<https://cds.climate.copernicus.eu>). Автори вдячні О.В. Романенко за надані дані метеорологічних вимірів. Для обчислень був використаний комп'ютер, придбаний у рамках українсько-японського проєкту SATREPS № JPMJSA1603.

СПИСОК ДЖЕРЕЛ

1. De Cort, G., Dubois G., Fridman S.D., Germenchuk M.G., Izrael Y.A., Janssens A., Jones A.R., Kelly G.N., Kvasnikova E.V., Matveenko I.I., Nazarov I.M., Pokumeiko Yu.M., Sitak V.A., Stukin E.D., Tabachny L.Ya., Tsaturov Yu.S., Avdyushin S.I. Atlas of Caesium Deposition on Europe After the Chernobyl Accident. Luxembourg: Publications Office of the EU, 1998. URL: <https://op.europa.eu/s/oLPd>.
2. Гаргер Е.К. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы. Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. 192 с.
3. Talerko M., Kovalets I., Lev T., Igarashi Y., Romanenko O. Simulation study of the radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020. Atmospheric Pollution Research. 2021. doi:10.1016/j.apr.2021.01.010.
4. Besnus F., Garger E., Gordeev S., Hollaender W., Kashparov V., Martinez-Serrano J., Mironov V., Nicholson K., Tschiersch J., Vintersved I. Elements of a unified prognostic model for secondary air contamination by resuspension / A. Karaoglou, G. Desmet, G.N. Kelly, H.G. Menzel (eds.). *The radiological consequences of the Chernobyl accident: proc. of the first international conference* (Minsk, Belarus, 18–22 Mar 1996). Luxembourg: European Commission, 1996. P. 97–108. URL: <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/20112719>.

5. Халченков А.В., Ковалец И.В., Лаврова Т.В., Тодосиенко С.В. Моделирование атмосферного переноса радионуклидов в составе частиц пыли в окрестностях объектов хранения радиоактивных отходов. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля*. 2016. Т. 216, Вып. 27. С.19–29.
6. Ievdin I., Trybushny D., Zheleznyak M., Raskob W. RODOS reengineering: aims and implementation details. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45, N 5. P. S181–S189.
7. Marshall S., Potter C., Medich D. Reassessment of Resuspension Factor Following Radionuclide Dispersal: Toward a General-purpose Rate Constant. *Health Physics*. 2018. Vol. 114 (5). P. 500–506.
8. Майстренко С.Я., Халченков О.В., Донцов-Загреба Т.О., Беспалов В.П., Хурцилава К.В., Полонський О.О., Ковалець І.В. Веб-система прогнозування атмосферного забруднення в Україні на основі ланцюга моделей прогнозу погоди та атмосферної дисперсії. *Математичні машини і системи*. 2019. № 2. С. 71–79.
9. Scire J.S., Strimaitis, D.G., Yamartino, R.J. A user's guide for the CALPUFF dispersion model (Version 5). USA, Concord: Earth Tech, Inc., 2000. 521 p.
10. Ковалець І.В., Халченков О.В., Полонський О.О. Використання системи WRF-Україна для прогнозування агрометеорологічних умов. *Математичні машини і системи*. 2019. № 1. С. 36–48.
11. Ievdin I., Trybushnyi D., Landman C. JRODOS Customization Guide. 2017. URL: https://resy5.iket.kit.edu/JRODOS/documents/JRodos_CustomGuide.pdf
12. Bell B., Hersbach H., Berrisford P., Dahlgren P., Horányi A., Muñoz Sabater J., Nicolas J., Radu R., Schepers D., Simmons A., Soci C., Thépaut J.-N. ERA5 hourly data on pressure levels from 1950 to 1978 (preliminary version). Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). 2020. URL: <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-pressure-levels-preliminary-back-extension>.
13. Wang W., Bruyère C., Duda M., Dudhia J., Gill D., Kavulich M., Keene K., Lin H.C., Michalakes J., Rizvi S., Zhang X. User's Guide for the Advanced Research WRF (ARW) Modeling System Version 3.4. 2012. URL: https://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/docs/user_guide_V3.4/.
14. Талерко М.М. Реконструкція і прогнозування радіоактивного забруднення внаслідок комунальної радіаційної аварії за допомогою моделювання атмосферного перенесення (на прикладі аварії на Чорнобильській АЕС): дис. ... доктора тех. наук: 21.06.01. Київ: ПІБ АЕС НАН України, 2011.
15. Thykier Nielsen S., Deme S., Mikkelsen T (1998) Description of the Atmospheric Dispersion Model RIMPUFF. RODOS report WG2_TN98_02. RISOE National Lab., Roskilde. 1998. URL: https://resy5.iket.kit.edu/RODOS/Documents/Public/HandbookV5/Volume3/4_2_6_RIMPUFF.pdf.
16. Bellasio R., Scarpato S., Bianconi R., Zeppa P. (2012) APOLLO2, a new long range Lagrangian particle dispersion model and its evaluation against the first ETEX tracer release. *Atmospheric Environment*. 2012. N 57. P. 244–256.
17. Матвеев Л.Т. Физика Атмосферы. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2000. 778 с.

Стаття надійшла до редакції 15.01.2021