НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ
імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»
НАВЧАЛЬНО-НАУКОВИЙ ФІЗИКО-ТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ
КАТЕДРА МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ТА АНАЛІЗУ ДАНИХ

«До захисту допущено»
Виконувач обов'язків
завідувача катедри

_____ Іван ТЕРЕЩЕНКО
(підпис)

«_____»_____2023 р.

Дипломна робота

на здобуття ступеня бакалавра

зі спеціальності 113 Прикладна математика на тему: «Моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС»

Виконав: студент **IV** курсу, групи ФІ-91

Корешков Михайло Олександрович

Керівник:

д.т.н., с.н.с. Ковалець Іван Васильвич_____

Рецензент:

доцентка катедри інформаційної безпеки Носок Світлана Олексіївна _____

Засвідчую, що уцій дипломній роботі
немає запозичень з праць інших
авторів без відповідних посилань
Студент _____

Київ – 2023 року

РЕФЕРАТ

Кваліфікаційна робота містить: 53 сторінки, 5 рисунків, 3 табиці, 33 джерела.

Метою даної роботи є моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС з використанням математичних моделей та методів оцінки радіологічних ризиків. Завданнями дослідження є розробка моделей розрахунку та деталізації метеорологічних умов, атмосферного перенесення радіоактивних речовин, розрахунок потужності поглинутої гамма-дози та доз радіації через харчові ланцюги. Предметом дослідження є математичні моделі, що використовуються для оцінки радіологічних наслідків, враховуючи реальні метеорологічні умови та атмосферне перенесення радіоактивних речовин.

Результати дослідження дозволять оцінити радіоактивне забруднення території та потенційні ризики для здоров'я населення при виникненні важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС. Отримані результати можуть бути використані для планування евакуаційних заходів, прийняття рішень щодо обмеження споживання харчових продуктів та розробки протоколів невідкладних дій під час аварійних ситуацій.

ЗАПОРІЗЬКА АЕС, АТМОСФЕРНЕ ПЕРЕНЕСЕННЯ, РАДІАЦІЙНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, МОДЕЛЬ ГАУСОВИХ ПУФІВ, JRODOS

ABSTRACT

The qualification work contains: 53 pages, 5 figures, 3 tables, 33 sources.

The purpose of this work is to simulate the short-term consequences of a severe accident at the Zaporizhzhia NPP using mathematical models and radiological risk assessment methods. The goals of the research are development of models for calculating and detailing meteorological conditions and atmospheric transfer of radioactive substances, calculating the power of the absorbed gamma dose and radiation doses through food chains. The subject of research is mathematical models used to assess radiological consequences, taking into account real meteorological conditions and atmospheric transfer of radioactive substances.

The results of the study will make it possible to assess the radioactive contamination of the territory and the potential risks to public health in the event of a severe accident at the Zaporizhzhia NPP. The obtained results can be used for planning of evacuation measures, making decisions about limiting the consumption of food products and developing protocols for emergency actions during emergency situations.

ZAPORIZHZHIA NPP, ATMOSPHERIC TRANSFER, RADIOACTIVE POLLUTION, GAUSSIAN PUFF MODEL, JRODOS

Зміст

ВСТУП

У сучасному світі моделювання короткострокових наслідків важких техногенних аварій на атомних електростанціях є однією з ключових задач. На сьогоднішній день існує кілька математичних моделей, що дозволяють оцінити радіологічні наслідки аварій, проте вони мають свої недоліки і обмеження. Зокрема, багато з цих моделей базуються на консервативних припущеннях та ідеалізованих умовах, що може призводити до неточних результатів. У зв'язку з цим, важливо розробити нові математичні моделі, які забезпечують більш точну і реалістичну оцінку короткострокових наслідків аварій на атомних електростанціях.

Новизна та актуальність

Новизна даної роботи полягає в розробці нових математичних моделей для оцінки короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС, що дозволяють враховувати метеорологічні умови, такі як вітер, температура, вологість повітря тощо, в процесі моделювання поширення радіоактивних речовин. Також представлено математичну модель, що дозволяє визначити потужність гамма-дози, яку отримує людський орган при впливі радіоактивного випромінювання.

Мета та завдання дослідження

Метою даної роботи є моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС з використанням математичних моделей та методів оцінки радіологічних ризиків. Завданнями дослідження є розробка моделей розрахунку та деталізації метеорологічних умов, атмосферного перенесення радіоактивних речовин, розрахунок потужності поглинутої гамма-дози та доз радіації через харчові ланцюги.

Об'єкт дослідження – моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій атомній електростанції

Предмет дослідження – математичні моделі, що використовуються для оцінки радіологічних наслідків, враховуючи реальні метеорологічні умови та атмосферне перенесення радіоактивних речовин.

Мета роботи – у даній роботі будуть використані методи математичного моделювання, статистичного аналізу даних та обробки інформації. Зокрема, будуть розроблені математичні моделі для розрахунку радіологічних наслідків, засновані на реальних метеорологічних даних та атмосферному перенесенні радіоактивних речовин.

Методи дослідження

У даній роботі будуть використані методи математичного моделювання, статистичного аналізу даних та обробки інформації. Зокрема, будуть розроблені математичні моделі для розрахунку радіологічних наслідків, засновані на реальних метеорологічних даних та атмосферному перенесенні радіоактивних речовин. Для валідації результатів моделювання будуть використані порівняльні аналізи з даними з попередніх аварій на атомних електростанціях.

Практичне значення одержаних результатів

Результати дослідження матимуть велике практичне значення. Вони дозволять оцінити радіоактивне забруднення території та потенційні ризики для здоров'я населення при виникненні важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС. Отримані результати можуть бути використані для планування евакуаційних заходів, прийняття рішень щодо обмеження споживання харчових продуктів та розробки протоколів невідкладних дій під час аварійних ситуацій.

Такий підхід до моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС, використання нових математичних підходів та врахування реальних метеорологічних умов, дозволить отримати більш точні результати та надати цінну інформацію для подальшого вдосконалення систем управління техногенними аваріями та забезпечення безпеки населення.

РОЗДІЛ 1

Методи оцінки радіологічних ризиків, повязаних з запроектними аваріями на атомних електростанціях

1.1 Загальні відомості

Функціонування небезпечних промислових обєктів, таких як атомні електростанції (АЕС) потребує оцінки екологічних ризиків для людей і для довкілля. У випадку атомних електростанцій радіологічні ризики оцінюються як на етапі проектування та будівництва електростанції, так і протягом її функціонування. Сценарії аварій, які розглядались на етапі проектування називаються «проектними» [Енергоатом, 2011]. Але час роботи реактору АЕС може складати десятки років, тому на етапі проектування неможливо оцінити усі можливі ризики. З часом зявляються фактичні дані щодо спостережень за змінами у стані реактору, нові наукові відомости про можливості перебігу аварій, нові обставини, які не враховувались на етапі проектування, такі як військові дії, які наразі проходять у зоні розташування Запорізької АЕС. Тому з урахуванням усіх зазначених обставин, виникає необхідність розробки нових сценаріїв аварій тоді які називаються «запроектними». Зазвичай запроектні аварії за обсягами викидів і рівнем радіологічних наслідків є більш важкими, ніж проектні аварії [Landman, 2007].

Універсальним поняттям, яке використовуєьться для оцінки радіологічних наслідків є доза радіоактивного опромінення. Визначення на підставі суто фізичних понять мають експозиційна доза – кількісна характеристика поля іонізуючого опромінення, заснована на кількості іонізації сухого повітря при атмосферному тиску, та поглинена доза – кількість енергії, поглинутої одиницею маси опромінюваної речовини [Сивинцев, 1987]. Однак цих понять недостатньо

для оцінювання біологічного впливу дози опромінення. Тому вводяться поняття ефективних еквівалентних доз, які обраховується на шляхом множення значення поглинутої дози на коефіцієнти відносної біологічної ефективності, які залежать, наприклад, від органів, на які діє опромінення.

У наступних параграфах даного розділу зроблено огляд критеріїв та методів оцінки наслідків запроектних аварій на АЕС.

1.2 Критерії оцінки короткострокових наслідків аварій на АЕС

Під короткостроковими наслідками у даній роботі прийняте необхідність прийняття невідкладних контрзаходів, до яких, згідно Норм радіаційної безпеки України [НРБУ] відносяться зокрема такі, як обмеження перебування на відкритому повітрі та йодна профілактика для дітей. Тимчасове переселення, яке у [НРБУ] відноситься до пізніх контрзаходів, у даній роботі також розглядається як прояв короткострокових наслідків, адже для його застосування оцінюються у тому числі дози, отримані протягом 1 року після аварії. Тимчасове переселення відноситься Підставою для прийняття короткострокових контрзаходів є відвернута доза, тобто різниця між дозою, яку отримує людина внаслідок застосування контрзаходу, та без застосування контрзаходу. Зрозуміло, що оцінка відвернутої дози до застосування контрзаходу можна здійснити виключно шляхом моделювання.

У таблиці 1 наведено обрані критерії застосування невідкладних контрзаходів, які оцінюються у даній роботі.

Таблиця 1. Обрані критерії застосування контрзаходів згідно [НРБУ], які оцінюються у даній роботі.

Контрзахід	**Критерій**	**Нижня межа виправданості**	**Рівень безумовної виправданості**
Обмеження перебування на відкритому повітрі (діти)	Відвернута за 14 діб після аварії ефективна доза на все тіло, мЗв	1	10
Йодна профілактика (діти)	Відвернута за 14 діб після аварії ефективна доза на щитовидну залозу, мЗв	50	200
Тимчасове переселення-	Критерій 1: ефективна доза на все тіло від усіх шляхів, відвернута за 1 рік після аварії, мЗв	50	500
Тимчасове переселення	Критерій 2: щільність забруднення території цезієм-137 (Cs-137), кБк/м^2	400	4000

1.3 Методи моделювання атмосферного розповсюдження забруднень

Ключовим етапом розрахунку доз є отримання прогностичних даних щодо рівнів атмосферного забруднення – концентрацій забруднюючих ревочин у повітрі [Бк/м3], які здійснюються на підставі використання моделей атмосферного перенесення (МАП) у поєднанні з даними моделей чисельного прогнозування погоди (ЧПП).

Розглянемо спочатку концептуальна модель МАП представлена на рис. 1. МАП описують дисперсію викидів, утворених різними джерелами забруднення – точковими (наприклад, викиди з труб підприємств), площинними (наприклад, викиди при лісових пожежах) та об'ємними (наприклад, викиди з забруднених будівель при розрухунку забруднення поруч з будівлями).

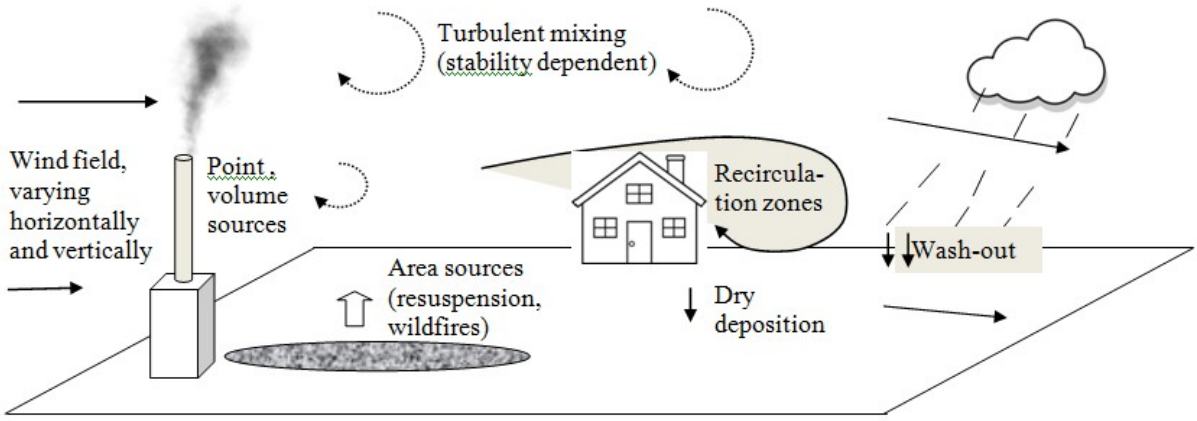

Рисунок 1 – Процеси, які враховуються моделями атмосферного перенесення

Огляд основних фізико-хімічних процесів, які впливають на атмосферне перенесення радіонуклідів, представлений у [Mikkelsen, 2006]. Коротко опишемо ці процеси:

- Розсіювання та дисперсія, що, у свою чергу, включає: 1) перенесення (адвекцію) вітром; 2) молекулярну дифузію; 3) турбулентне перемішування; 4) взаємодію турбулентного змішування з градієнтами швидкості, спричиненими зсувними силами, що діють на частинку повітря [Schnoor, 1996].
- Зменшення обсягу ЗР у повітрі за рахунок хімічних реакцій, сухого і вологого випадінь, поглинання забруднення рослинами та відповідне збільшення щільності забруднення підстильної поверхні Землі.

- Вторинне забруднення атмосфери внаслідок ресуспензії ЗР з забрудненої території, спричиненої вітром, або пожежами.

Радіонукліди схильні зв'язуватись із частинками пилу чи краплями пари у повітрі, утворюючи радіоактивний аерозоль. З цього випливає, що основним шляхом розповсюдження радіоактивних речовин внаслідок викиду їх в атмосферу є атмосферне перенесення хмари радіоактивного пилу. Хмара пи цьому може бути утворена внаслідок миттєвого викиду (наприклад, вибуху), чи внаслідок джерела, протяжного у часі (наприклад, тривалий викид радіоактивних матеріалів). З математичної точки зору, цим задачам відповідають миттєві та протяжні в часі точкові чи об'ємні джерела домішок. Для практичних застосувань приймають, що перенесення домішок в атмосфері відбувається завдяки адвекції та турбулентного перемішування. Адвекція - це явище перенесення підвішених у повітрі (або іншому середовищі) домішок внаслідок руху самого середовища. Турбулентне перемішування - це явище перенесення маси нерівномірно розподіленої в об'ємі домішки з областей з високою концентрацією до областей з меншою внаслідок перемішування середовища. Зауважимо, що з результатів спостережень відомо, що молекулярною дифузією в цьому процесі можна знехтувати у порівнянні з турбулентним перемішуванням. Однак доволі часто сам процес турбулентного перемішування параметризується шляхом введення напівемпіричного коефіцієнту турбулентної дифузії, по аналогії з молекулярною дифузією.

Нехай D - коефіцієнт молекулярної дифузії, k_i: k_x, k_y, k_z – коефіцієнти турбулентної дифузії. Нехай Q_i - фактор зміни концентрації домішки внаслідок внутрішніх процесів (наприклад, радіоактивного розпаду чи вимивання опадами). Тоді основне рівняння конвективної турбулентної дисперсії має вигляд:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\vartheta} \cdot grad\ C = D\Delta C + grad\left(\vec{k} \cdot grad\ C\right) + Q_i$$

або, у дивергентній формі:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\vartheta} \cdot grad\ C = div\ \vec{q} + Q$$

При чому під $C = C(x, y, z, t)$ мається на увазі осереднена концентрація домішки, яка не включає пульсаційні складові, викликані турбулентністю.

Розглянута загальна задача турбулентної конвективної дифузії є прикладом застосування ейлерового підходу до задач руху рідини і газів, в якому концентрація речовини, розглядається як функція координат і часу. Внаслідок складних напівемпіричних співвідношень до коефіцієнтів турбулентної дифузії наразі задача не має загального аналітичного розв'язку. Але головним недоліком є те, що у багатьох випадкаї розповсюдження турбулентне перемішування не може бути описане як дифузія, і тому ейлерова постановка задачі атмосферної дисперсії приводить до значних похибок. Також обмеженнями напівемпіричної моделі конвективної турбулентної дифузії є вимога достатньо великого характерного часу задачі (більшого, ніж Лагранжевий масштаб часу). Також суттєвою складністю застосування цієї моделі полягає у тому, що важко виміряти реальні дані поля швидкостей та коефіцієнтів турбулентної дифузії.

У лагранжовому підході до задач руху рідини та газів концентрація розглядається, як характристика частинки, що рухається у середовищі. Турбулентне перемішування опсиується, як стохастичний рух частинки, який накладається на перенесення полем швидкості.

З поєднання лагранжевого та ейлерового підходів виникли численні часткові моделі, які вводять додаткові напівемпіричні співвідношення, що особливо актуально для приземних та перехідних шарів атмосфери, в яких поведінка потоків повітря сильно залежить від властивностей земної поверхні. Для оцінки поширення хмари домішки можуть застосовуватись напівемпіричні параметризації дисперсії миттєвого викиду в залежності від метеорологічних умов

(категорій стійкості), на яких будуються такі числові моделі, як модель гаусових пуфів RIMPUFF [Mikkelsen, 2006], гібридна лагранжово-ейлерова модель DIPCOT [Andronopoulos et al., 2010]. Саме вони, серед інших, використовуються у програмному комплексі JRODOS [Ievdin et al., 2010].

1.4 Інформаційні системи (ІС) прогнозування радіоактивних забруднень (РЗ)

Інформаційні системи підтримки рішень у випадку екологічних аварій базуються на прогнозних оцінках розповсюдження РЗ в атмосфері та водному середовищі, які, в свою чергу, здійснюються на підставі математичних моделях. У галузі радіаційної безпеки однією з найвідоміших є система Євросоюзу з ядерного аварійного реагування JRODOS [Landman et al., 2014, Ievdin et al., 2010], яка використовується не тільки в усіх країнах Євросоюзу, але й в Китаї, Японії, Південно-Африканській Республіці. Серед інших відомих систем слід назвати американська систему NARAC (narac.llnl.gov), систему Argos (https://www.pdc-argos.com/nuclear.html), якою, разом з JRODOS користуються у скандинавських країнах, українська система КАДО [Бончук та ін., 2009] та інші. У порівнянні з КАДО одна з переваг JRODOS – інтегрованість з моделями чисельного прогнозу погоди, що дає змогу використовувати цю систему у режимі прогнозування до 4х діб. Моделі системи JRODOS об’єднуються у ланцюги. Приклади ланцюгів та відповідні взаємозвязки моделей JRODOS представлені на рис. 2.

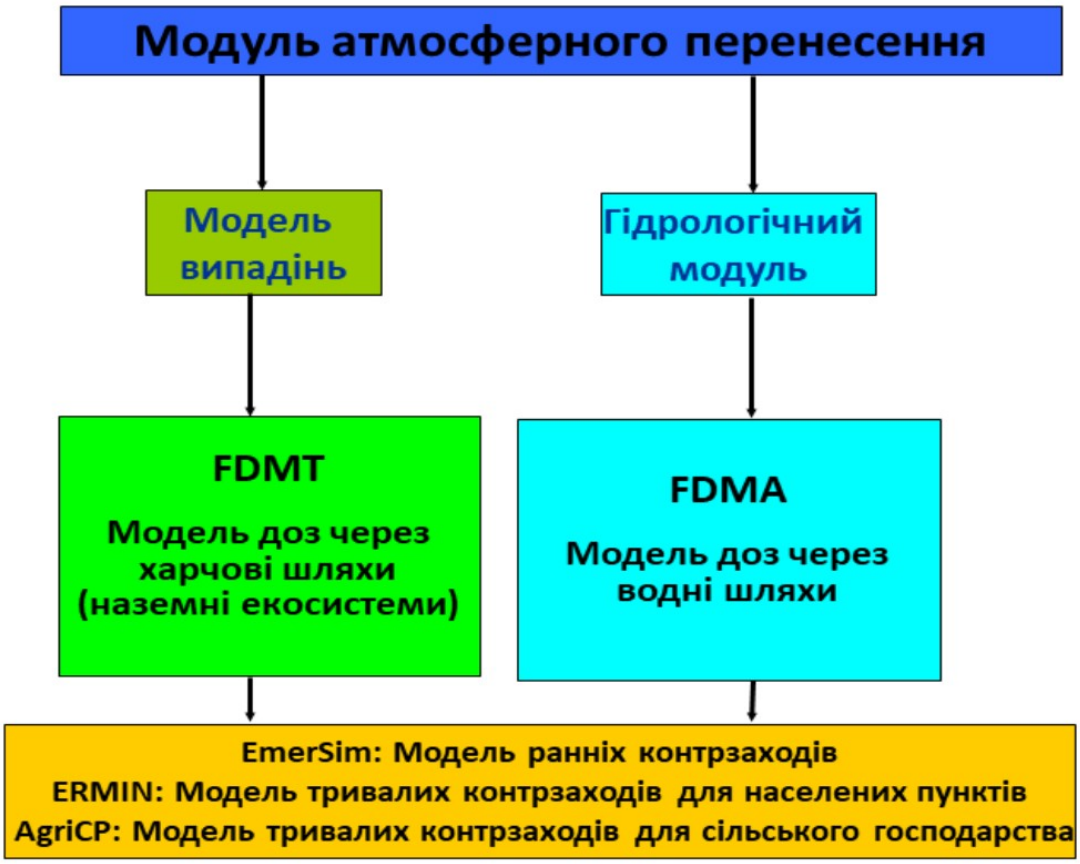

Рисунок 2 – Приклади ланцюгів моделей JRODOS

Початком усіх ланцюгів є розрахунок МАП. На даному етапі розраховується часова динаміка щільностей випадінь та концентразій РЗ у повітрі (окремо для кожного ізотопу). Ця інформація поступає на вхід моделі формування дози через харчові ланцюги живлення (FDMT). На підставі отриманих оцінок доз розраховуються невідкладні та пізні контрзаходи (моделі Ermin та EmerSim). В паралельному ланцюгу розраховується динаміка радіонуклідів у водоймах і відповідні дози від водних шляхів.

1.5 Застосування ІС з прогнозування РЗ для аналізу радіоекологічних ризиків

Інформаційні системи реагування на ядерні надзвичайні ситуації та прогнозування радіоактивних забруднень (ІСРЗ), такі як JRODOS та інші, широко використовуються для оцінки короткострокових і довгострокових наслідків аварійних викидів з атомних електростанцій (АЕС) і в навчаннях з готовності до надзвичайних ситуацій. Оскільки, як було зазначено вище, такі системи, містять моделі різних процесів накопичення РЗ у довкіллі та організмі людини, об'єднані в так звані «ланцюги моделей», це дозволяє використовувати ІСРЗ для оцінки ризиків наслідків потенційних аварійних викидів з АЕС. За наявності сценарію потенційного викиду з АЕС, з використанням ІСРЗ можна згенерувати набори розрахунків атмосферного переносу (сценарії атмосферного перенесення) після викиду та, нарешті, потенційних доз, отриманих людьми. Достовірні оцінки ризику можливі, лише якщо створені сценарії атмосферного перенесення охоплюють широкий діапазон метеорологічних умов атмосферного розсіювання, які включають вітер, опади та моделі стабільності. Коли область інтересу перевищує близько 30 км [Талерко, 2009], умови постійного вітру в часі та просторі нереальні. У минулі часи, коли бракувало обчислювальних ресурсів, були зроблені спроби типізації мінливих метеорологічних умов з метою виявлення характерних типів умов, які приводять, наприклад, но найбільш далекого розповсюдження радіоактивності, або до максимальних рівнів випадінь на певній території. Такі методи іноді використовуються і в наш час, як у роботі [Ковалець, 2018], в якій типізація небезпечних метеорологічних умов здійснювалась по відношенню до потенційної аварії на Рівненській АЕС, та у роботі [Bezhenar and Kovalets, 2022], в якій консервативний метеорологічний сценарій потенційної аварії на Запорізькій АЕС був відібраний шляхом експертної оцінки метеорологічних умов. Але коли обчсилювальні ресурси та наявні дані це

дозволяють, більш обгрунтованою практикою є обчислення великого набору сценаріїв атмосферного розповсюдження за метеорологічними даними, що представляють тривалий період (від декількох місяців до декількох років) у зоні інтересу. Такий підхід використовувався. наприклад, у роботі [Kovalets and Romanenko, 2021] у застосуванні до аналізу ризиків транскордонного перенесення внаслідок можливих аварій на Хмельницькій АЕС.

Система JRODOS, яка є переробленою Java-версією RODOS містить спеціальний функціонал під назвою «Statistic Output Tool», який спеціально розроблений для вирішення такого завдання. Для цього JRODOS вимагає вхідних метеорологічних даних, згенерованих моделями числового прогнозу погоди (ЧПП) на відносно дрібній сітці (просторова роздільна здатність менше 0,5 град., роздільна здатність за часом не менше 1 години). Згенеровані таким чином вхідні метеорологічні дані потім додатково деталізуються за допомогою метеорологічного препроцесора (МПП) на ще більш детальній сітці. Атмосферне розповсюдження згодом розраховується за допомогою однієї з моделей атмосферного транспорту, доступних у JRODOS з повторенням сценарію викиду через певний проміжок часу (наприклад, 1 доба), коли радіоактивне забруднення, утворене при розрахунку попереднього сценарію вийшло з області моделювання. Таким чином утворюється набір сценаріїв атмосферного розповсюдження різноманітних метеорологічних умовах відповідно до їх мінливості за час моделювання. Статистична обробка отриманих результатів здійснюється користувачем, оскільки важко формалізувати різноманітні дозиметричні критерії, які можуть представляюти інтерес для осіб, які приймають рішення.

Висновки до розділу 1

У цьому розділі ми показали, що оцінка радіоактвного забруднення території України внаслідок важкої аварії на Запорізькій АЕС є дійсно актуальною задачею. Було представлено основні теоретичні дані предметної області, що будуть необхідні для вирішення такої задачі. Також, ми обґрунтували доцільність використання методу оцінки радіологічних ризиків, який засновується на статистичні обробці набору сценаріїв розповсбюлдження, замість формулювання окремих консервативних в тому чи іншому сенсі сценаріїв. Але такий спосіб оцінки радіологічних ризиків ніколи не застосовувався по відношенню до Запорізької АЕС. Таким чином, метою роботи є - оцінити радіологічні ризики, повязані з короткостроковими наслідками аварії на ЗАЕС шляхом статистичної обробки набору сценаріїв розповсюдження, розрахованих на підставі даних реальних метеорологічних умов.

РОЗДІЛ 2

Постановка задачі з оцінки короткострокових наслідків потенційної аварії на Запорізькій АЕС

2.1 Запорізька АЕС (ЗАЕС)

Загальна інформація стосовно ЗАЕС, наведена нижче згідно [Енергоатом, 2011] для часів до початку бойових дій. Запорізька АЕС – найбільша атомна електростанція не лише в Україні, а й у Європі. Вона побудований на території, де за останні 50 років відбулися значні антропогенні зміни - створення водосховища на річці Дніпро, будівництво ТЕС, будівництво міста Енергодар та АЕС. Первісна територія не була придатна для сільськогосподарського виробництва через еолові ґрунти з розрідженою рослинністю.

АЕС розташована за 400 км на південний схід від Києва, в степовій зоні України, на березі Каховського водосховища (р. Дніпро). Запорізька АЕС належить до Кам'янсько-Дніпровського району Запорізької області. Районний центр Кам'янка-Дніпровська розташований на відстані 12 км на південний захід від АЕС. За 55 км на північний схід від АЕС розташований обласний центр – місто Запоріжжя.

Місто-супутник АЕС - Енергодар. Загалом 30-кілометрова зона спостереження включає 59 населених пунктів: 27 у Запорізькій області, 309 у Дніпропетровській та 2 у Херсонській. З 1984 по 1987 рік було введено в експлуатацію перші чотири енергоблоки. Блок 5 був запущений у 1989 році, а блок 6 у 1995 році.

Нижче наведено основні характеристики Запорізької АЕС.

- кількість реакторів: 6
- тип реактора: ВВЕР-1000 (водяний під тиском)
- загальна потужність виробництва електроенергії: 6000 МВт.

У мирний час станція виробляла 40-42 млрд кВт/год, що становило п'яту частину середньорічного виробництва електроенергії в Україні та майже 47% електроенергії, виробленої українськими АЕС.

Також АЕС є джерелом тепла для проммайданчика, міста Енергодар та інших найближчих споживачів. Загальна встановлена теплова потужність 1200 Гкал/год (200 Гкал/год з кожного блоку).

Для промислових потреб Запорізька АЕС використовує наступні ресурси:

- площа АЕС (включаючи водойму-охолоджувач) становить близько 16 км^2:
- промисловий майданчик - 104 га
- стоки очисних споруд - 23 га
- площа будівельної бази - 97 га
- гідротехнічні споруди з водоймою-охолоджувачем - 1520 га
- транзит води через водойму-охолоджувач: близько 300 млн м3 на рік;
- вода, що випаровується для потреб охолодження: близько 100 млн м3 на рік;
- електроенергія для власних потреб: 6% від загальної виробленої електроенергії;
- дизельне паливо (для аварійного електропостачання та ін.): запас 3 000 м3;
- масло (для турбін та ін.): запас 4 800 м3.

Усі запорізькі реактори ВВЕР1000 належать до серії В320, які були сконструйовані наприкінці 1970-х років.

На Запорізькій АЕС основні блоки будівлі орієнтовані на водойму-охолоджувач. Насосні станції, трубопроводи, промислове водопостачання та дороги розташовані між водоймою-охолоджувачем і блоками основної забудови.

Запорізька АЕС підключена до Об'єднаної енергетичної системи України трьома лініями електропередач напругою 750 кВ і однією лінією 330 кВ.

2.2 Сценарій і джерело викиду

У даній роботі використаний сценарій запроектної аварії, наявний у роботі [Landman, 2007], сценарій VVER1000-ST1. Цей сценарій описує наступні події: втрата теплоносія, відсутнє розплавлення активної зони реактору, герметичність оболонки не порушена, аварійна система охолодження працює в нормальному режимі. У сценарії розраховані викиди 24х радіонуклідів, загальні обсяги викидів радіонуклідів представлені у таблиці 2. Викиди нерівномірно розподілені у часі. Більша частина радіоактивності потрапляє у довкілля протягом першої години від початку аварії, тоді як решта – протягом наступних 12 годин (більш детальна інформація – див. додаток). Загальний еквівалентний I-131 обсяг викидів складає 6.6E15 Бк, що відповідає аварії 6-ї категорії за міжнародною шкалою радіаційних подій INES. Таким чином розглянута аварія за своїм рангом менш катастрофічна, ніж аварії на Чорнобильській АЕС, та на АЕС Фукусіма (обидві мають категорію 7 за шкалою INES).

Таблиця 2. Загальні обсяги викидів радіонуклідів для сценарію [Landman, 2007]

Нуклід	**Обсяг, Бк**	**Нуклід**	**Обсяг, Бк**	**Нуклід**	**Обсяг, Бк**	**Нуклід**	**Обсяг, Бк**	**Нуклід**	**Обсяг, Бк**
Kr-85m	1.11E+15	Kr-87	7.27E+14	Kr-88	2.28E+15	Xe-133	3.99E+16	Xe-135	4.56E+15
I-131	1.36E+15	I-132	1.23E+15	I-133	2.26E+15	I-134	1.38E+15	I-135	2.23E+15
Rb-88	0	Sr-90	9.06E+11	Y-90	0	Ru-103	4.84E+12	Ru-106	1.49E+12
Rh-106	0	Te-132	0	Cs-134	1.76E+14	Cs-137	1.17E+14	Ba137m	0
Ba-140	0	La-140	9.06E+11	Ce-144	8.38E+11	Pr144m	0		

2.2 Метеорологічні умови

Для розрахунку атмосферного перенесення використовуються метеорологічні умови, проаналізовані за період 7 міс з 1.07.2022 р по 31.01.2023 р. Це мінімальний період, за який атмосфера виявляє характеристики, типові як для теплого періоду року (конвективна нестійкість, купчаста хмарність, грози), так і для холодного періоду (стійкі умови, вплив снігового покриву), а також і для перехідних періодів (переважаюча нейтральна стратифікація, проходження активних циклонів). Оскільки перенесення залежить не тільки від наземних, але і від висотних характеристик вітру, температури тощо, для моделі перенесення необхідно сформувати змінні у часі поля метеорологічних параметрів на тривимірній сітці – задача, відома, як об'єктивний аналіз метеорологічних полів. Для об'єктивного аналізу мезомасштабна модель прогнозу погоди WRF-ARW (https://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/), яка функціонує у складі прогностичної системи WRF-Україна в Українському гідрометцентрі [Ковалець та ін, 2019] ініціалізується даними вимірів за 0 год кожної доби і розраховує прогноз метеорологічних характеристик на на сітці з просторовим горизонтальним дозволом 0.15 град наступні 24 год зі збереженням тривимірних розподілів щогодини. Таким чином сформовані поля метеорологічного аналізу надалі використовуються у розрахунках атмосферного перенесення.

2.2 Інші параметри

Оскільки сценарій аварії не самий катастрофічний, розглядається просторова область з відстанями до 400 км від місця події (рис. 3). Розрахунки проводяться на нерівномірній сітці, яка має розмір комірок 1x1 км поблизу ЗАЕС, і відповідний розмір збільшується до 15x15 км на відстанях понад 200 км від ЗАЕС. Розрахунок атмосферного перенесення здійснюється на підставі моделі RIMPUFF, деталі обчислючвального алгоритму наведено у наступному розділі. Інтервал між

викидами при розрахунку серії сценаріїв атмосферного розповсюдження становить в середньому 24 год. Розрахунок для кожного сценарію здійснюється на наступні 24 год після початку викиду. На підставі розрахованих полів атмосферного забруднення, щільностей випадінь та ефективних доз необхідно проаналізувати статистичні ряди наступних характеристик:

1. Загальна площа S_{AL}, охоплена нижнєю межею втручання для обмеження перебування на відкритому повітрі (відвернута ефективна доза за 14 діб $D_{14} > 1$ мЗв згідно табл. 1);
2. Максимальна відсань L_{AL} до нижньої межі втручання для обмеження перебування на відкритому повітрі;
3. Загальна площа S_{AM}, охоплена верхнею межею втручання (рівнем безумовної виправданості) для обмеження перебування на відкритому повітрі (відвернута ефективна доза за 14 діб $D_{14} > 10$ мЗв згідно табл. 1);
4. Максимальна відсань L_{AM} до верхньої межі втручання для обмеження перебування на відкритому повітрі;
5. Загальна площа S_{IL}, охоплена нижнею межею втручання для йодної профілактики для дітей (відвернута ефективна доза на щитовидну залозу за 14 діб $D_{t14} > 50$ мЗв згідно табл. 1);
6. Максимальна відсань L_{IL} до нижньої межі втручання для йодної профілактики для дітей;
7. Загальна площа S_{IM}, охоплена верхнею межею втручання (рівнем безумовної виправданості) для йодної профілактики для дітей (відвернута

ефективна доза на щитовидну залозу за 14 діб $D_{щ14} > 200$ мЗв згідно табл. 1);

8. Максимальна відсань $L_{ПМ}$ до верхньої межі втручання для о для йодної профілактики для дітей;
9. Загальна площа $S_{ВЛ}$, охоплена нижнею межею втручання для тимчасового переселення (критерій 1, відвернута ефективна доза за 1 рік $D_{1у} > 50$ мЗв згідно табл. 1);
10. Максимальна відсань $L_{ВЛ}$ до нижньої межі втручання для тимчасового переселення (критерій 1);
11. Загальна площа $S_{ВМ}$, охоплена верхнею межею втручання (рівнем безумовної виправданості) для тимчасового переселення згідно табл. 1 (критерій 1, відвернута ефективна доза за 1 рік $D_{1у} > 500$ мЗв згідно табл. 1);
12. Максимальна відсань $L_{ВМ}$ до верхньої межі втручання для тимчасового переселення згідно табл. 1 (критерій 1);
13. Загальна площа $S_{ВЛ}$, охоплена нижнею межею втручання для тимчасового переселення (критерій 2, щільності випадінь $C_i - 137$, $ДерС_i > 400\ кБ/м^2$, згідно табл. 1);
14. Максимальна відсань $L_{ВЛ}$ до нижньої межі втручання для тимчасового переселення згідно табл. 1 (критерій 2).

Для усіх зазначених характеристик необхідно побудувати щільності ймовірносного розподілу і знайти екстремальні значення відповідних характеристик, що відповідають ймовірності <0.1% за умови, що аварія відбулася.

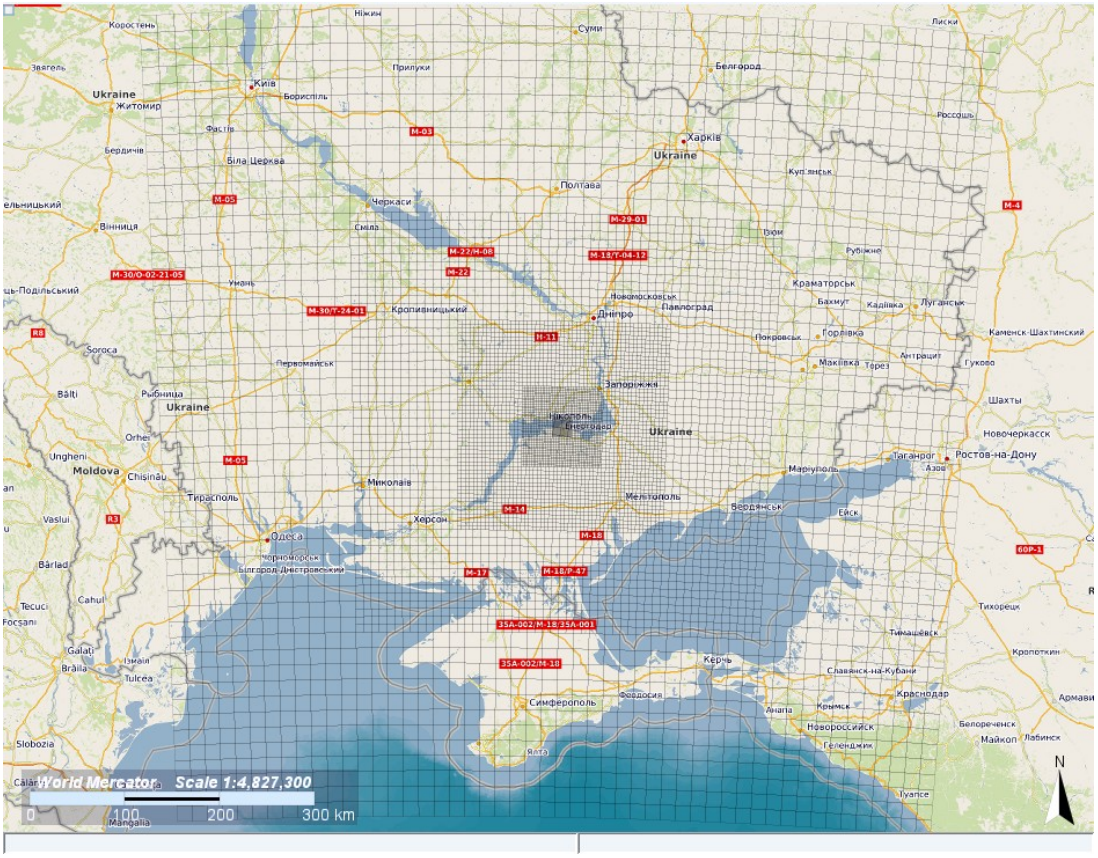

Рисунок 3 – розрахункова сітка моделі атмосферного перенесення

Висновки до розділу 2

В даному розділі було описано постановку задачі з оцінки короткострокових наслідків потенційної аварії на Запорізькій АЕС з використанням моделі RIMPUFF для прогнозування атмосферного перенесення радіоактивних речовин.

Розрахунки проводилися на просторовій області з відстанями до 400 км від електростанції, з використанням нерівномірної сітки комірок. Часовий інтервал між викидами становив в середньому 24 години, а розрахунки для кожного сценарію проводилися на наступні 24 години.

Аналізувалися різні характеристики, включаючи загальну площу, охоплену межами втручання для обмеження перебування на відкритому повітрі, та максимальну відстань до цих меж. Також розглядалися параметри, пов'язані з

йодною профілактикою для дітей та тимчасовим переселенням. Для кожної з цих характеристик були побудовані щільності ймовірнісного розподілу, а також знайдені екстремальні значення, що відповідають ймовірності менше 0.1% за умови, що аварія відбулася.

Отримані результати аналізу наслідків потенційної аварії на Запорізькій АЕС мають важливе значення для визначення необхідних заходів забезпечення безпеки населення в разі аварійної ситуації.

РОЗДІЛ 3

Математичні моделі оцінки оцінки радіологічних наслідків

3.1. Моделі розрахунку і деталізації метеорологічних умов

Мезомасштабні моделей ЧПП, такі як WRF, розвязують систему рівнянь гідротермодинаміки атмосфери [Pielke, 2004]:

$$\frac{du}{dt} = \vec{G} + \vec{F}k - \frac{1}{\rho}\nabla P - \frac{\partial}{\partial x_\alpha}\left\langle u' u_\alpha' \right\rangle, \tag{3.1}$$

$$\frac{d\vartheta}{dt} = \frac{L}{c_p}\Phi + Q_r - \frac{\partial \left\langle u_\alpha' \vartheta' \right\rangle}{\partial x_\alpha}, \tag{3.2}$$

$$\frac{dq}{dt} = -\Phi - \frac{\partial \left\langle u_\alpha' q' \right\rangle}{\partial x_\alpha}, \tag{3.3}$$

$$\frac{d}{dt}\left(\frac{m}{\rho}\right) = \Phi - \frac{1}{\rho}\frac{\partial \left\langle m' u_\alpha' \right\rangle}{\partial x_\alpha}, \tag{3.4}$$

$$\frac{d\rho}{dt} + \rho div\vec{u} = 0. \tag{3.5}$$

У рівняннях (3.1)-(3.5):

- за індексом α здійснюється сумування;
- оператор повної похідної за часом $\frac{d}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} + u_\alpha \frac{\partial}{\partial x_\alpha}$ у лівих частинах рівнянь відноситься до швидкості змін довільної характеристики частинки

суцільного середовища (температура, швидкість, вологість, концентрація тощо), яка рухається у полі швидкості і в механіці суцільного середовища називається «лагранжовою похідною» [Batchelor, 2000], яка пов'язана з частковими похідними відповідних характеристик середовища, як функцій часу і просторових координат зазначеним чином;

- змінні осереднені за Рейнольдсом, але оператор осереднення "<>" виписаний лише для турбулентних потоків;
- вектор $\overline{u} = (u_1, u_2, u_3) = (u, v, w)$ –середня за Рейнольдсом швидкість вітру, а $\overline{u}' = (u_1', u_2', u_3') = (u', v', w')$ – вектор пульсацій швидкості; усі інші метеорологічні змінні розкладаються аналогічно;
- P – тиск;
- ρ – густина повітря;
- F_k – сила Кориолісу;
- $G = (0, 0, g)$ – вектор масової сили, якою в даному випадку є гравітаційна сила;
- $\vartheta = T(p_0 / p)^{\frac{R}{c_p}}$ – потенційна температура, c_v – теплоємність при постійному об'ємі, c_p – теплоємність при постійному тиску, R – універсальна газова постійна;
- L – прихована теплота конденсації (сублімації);
- Q_r – радіаційна складову притоку тепла, яка рівна дивергенції різниці потоків випромінення: $Q_r = (1/\rho c_p)(\partial(F_D - F_U)/\partial z)$;
- m - водність;

- Ф - швидкість утворення рідкої фази, $\Phi = 0;\ q < q_н$ та $\Phi = -\frac{dq_н}{dt} + \Delta_a q_н, q \geq q_н$,

  де $q_н$ – питома вологість насичення;
- останні члени в правих частинах рівнянь являють собою турбулентні потоки відповідних змінних.

Для замикання рівнянь (31)-(3.5) необхідно ввести параметризацыъ радіаційних і турбулентних потоків тепла, та турбулентних потоків імпульсу. Турбулентні потоки параметризуються за допомогою градієнтних співвідношень [Pielke, 2004]:

$$\begin{cases} -\langle u_i' u_j' \rangle = \nu_t \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} \delta_{ij} \left(k + \nu_t \frac{\partial u_\alpha}{\partial x_\alpha} \right), \\ -\langle u_i' \varphi' \rangle = \frac{\nu_t}{\sigma_\varphi} \frac{\partial \varphi}{\partial x_i}, \end{cases} \tag{3.6}$$

тут φ – скалярна величина (температура, вологість); ν_t – турбулентна в'язкість; $k = \frac{1}{2} \sum_i \langle u_i'^2 \rangle$ – кінетична енергія турбулентних пульсацій.

Турбулентна в'язкість отримується з відомого співвідношення Колмогорова: $\nu_T = C_\mu \sqrt{k} l$, де C_μ – константа, l – масштаб турбулентності, для який при нейтральній стратифікації покладається пропорційним відстанці до поверхні Землі, а за умов стійкої або нестійкої стратифікації на його значення впливає також вертикальний градієнт температури.

Неоднорідності висоти поверхні Землі (рельєфу) враховуються шляхом заміни вертикальної z-координати у системі (3.1)-(3.6) на вертикальну σ-координату, ізоповерхні якої приблизно паралельні поверхні Землі [Pielke, 2004]:

$$\sigma = \frac{z - z_g(x,y)}{H - z_g(x,y)}, \tag{3.7}$$

тут z_g – висота поверхні Землі над рівнем моря;

H - висота верхньої границі обчислювальної області, яка приблизно співпадає з висотою тропосфери (H ≈ 10 км). Таким чином значення σ змінюються від $\sigma = 0$ біля поверхні до $\sigma = 1$ на верхній границі.

Апроксимація диференціальних операторів, що входять у рівняння здійснюється на підставі явно-неявних схем 2-го порядку точності, таких як схема Леонарда, описані у [Pielke, 2004]. Для чисельного розвязання рівнянь використовується розщеплення по напрямам, шляхом введення проміжної змінної, яке в загальній формі можна записати у вигляді:

$$\begin{aligned} &\frac{\bar{\varphi}^{*} - \bar{\varphi}^{n}}{\tau} + Horizontal\_advection\_diffusion(\bar{\varphi}) = 0 \\ &\frac{\bar{\varphi}^{n+1} - \bar{\varphi}^{n}}{\tau} + Verical\_advection\_diffusion(\bar{\varphi}^{n+1}) = r.h.s. \end{aligned} \tag{3.8}$$

Тут $\bar{\varphi}^{*}, \bar{\varphi}^{n+1}, \bar{\varphi}^{n}$ - вектори стану змінної ϕ, визначені на сітці моделі на проміжному шарі, n-му та n+1 часових шарах; τ – часовий крок інтегрування моделі; r.h.s. – вектор правої частини.

У загальному випадку умови стійкості схем можуть визначатись різноманітними параметрами, але на практиці домінує умова стійкості, що накладається явною апроксимацією тих операторів моделі, які відповідають за генерування із звукових хвиль:

$$\tau < \frac{h}{2c_s}, \tag{3.9}$$

Тут h – горизонтальний крок сітки; $c_s \approx 300$ м/с – швидкість звуку в повітрі.

Як вже було зазначено вище, розрахунки проводяться у «великій» області, що охоплює Україну та сусідні країни із кроком 0.15 град., а також у вкладеній області Запорізької АЕС на сітці із кроком приблизно 5 км (рис. 4). На рис. 5 наведений приклад розрахунку поля вітру навколо Каховського водосховища пізньою весною, коли наявні бризові циркуляції, які добре відтворюються у розрахунках.

Рисунок 4 – Внутрішня розрахункові області WRF-Україна навколо ЗАЕС

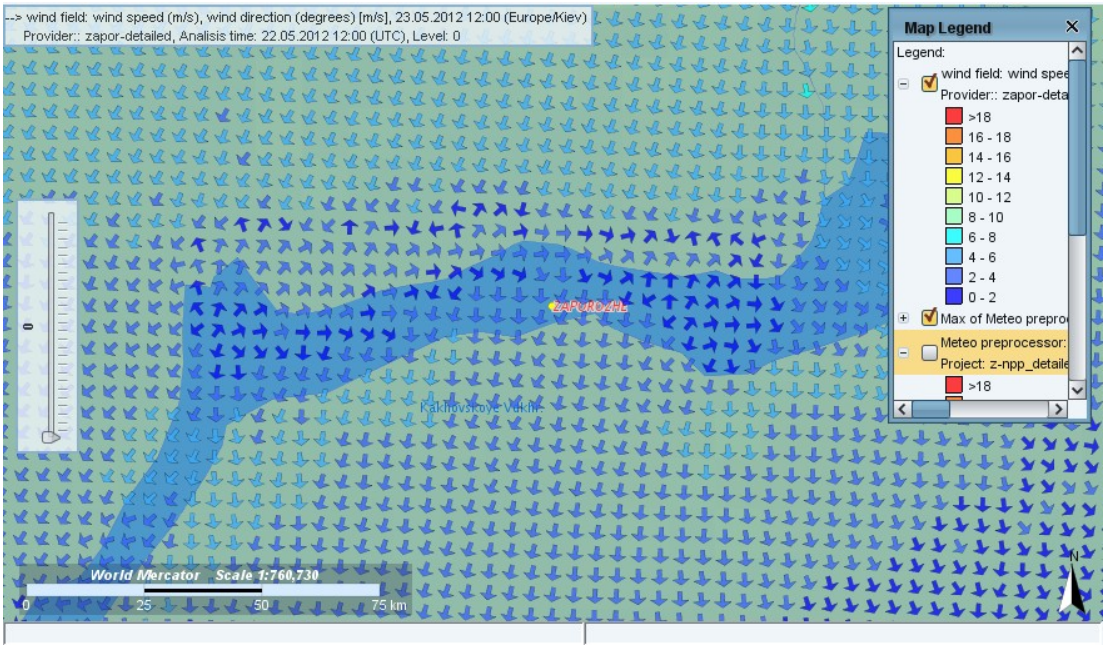

Рисунок 5 – Приземне поле вітру, розраховане WRF для умов бризової циркуляції навколо Каховського водосховища

3.2 Модель атмосферного перенесення

Модель RIMPUFF [Thykier Nielsen, 1998, Mikkelsen, 2006], використана у даній роботі відноситься до класу лагранжово-ейлерових моделей атмосферного перенесення (або моделей гаусових «пуфів»), які використовують напів-емпіричне співвідношення для розподілу забруднюючої речовини (ЗР) внаслідок миттєвого викиду. Концентрація від р-го викиду (пуфа) у довільній точці $C_p(x, y, z, t)$ обчислюється за стандартною формулою (див. наприклад, [Thykier Nielsen et al., 1998]):

$$C_p(x,y,z,t) = \frac{1}{(2\pi)^{3/2}} \frac{M_p(t)}{\sigma_{xp}\sigma_{yp}\sigma_{zp}} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{x_p - x}{\sigma_{xp}}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y_p - y}{\sigma_{yp}}\right)^2\right]$$
$$\times \left\{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z_p - z}{\sigma_{zp}}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{Z_p + z - 2z_g}{\sigma_{zp}}\right)^2\right] + \left[-\frac{1}{2}\left(\frac{Z_p + z - 2z_m}{\sigma_{zp}}\right)^2\right]\right\}, \quad (3.10)$$

тут $M_p(t)$ - вміст речовини у пуфі, який змінюється внаслідок реакцій та сухого і вологого випадінь;

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ - параметри дисперсії (розміри пуфа);

(x_p, y_p, z_p) - координати центру мас пуфа (z=0 на рівні моря);

z_g - висота поверхні Землі над рівнем моря;

z_m - висота примежового шару.

У формулі (3.10) припускається повне відбиття від поверхні Землі та від верхньої межі граничного шару атмосфери.

У моделях гаусових пуфів змінні у просторі й у часі метеорологічні умови враховуються розв'язанням диференційного рівняння транспорту для координат пуфів:

$$\frac{dx_p}{dt} = u_p(x_p, y_p, z_p, t)dt$$

$$\frac{dy_p}{dt} = v_p(x_p, y_p, z_p, t)dt \qquad (3.11)$$

$$\frac{dz_p}{dt} = w_p(x_p, y_p, z_p, t)dt.$$

Тут компоненти вектору швидкості вітру (u_p, v_p, w_p) отримано шляхом інтерполяції поля швидкості вітру у точку розташування центру мас пуфа.

Для параметрів дисперсії також розв'язуються прогностичні рівняння, які мають вигляд:

$$\frac{d\sigma^2_{x(y,z)p}}{dt} = 2K_{x(y,z)}\left(x_p, y_p, z_p, t\right), \qquad (3.12)$$

а просторово-часові розподіли коефеціентів турбулентної дифузії $K_{x(y,z)}$ розраховуються на підставі наявних метеорологічних даних спеціальними метеорологічним препроцессором [Andronopoulos et al., 2010].

Якщо у рівняння (3.10) спрямувати проміжок часу δ між випусками частинок до нуля, інтенсивність джерела q_s покласти постійною, і просумувати по нескінченній кількості частинок:

$$C(x,y,z) = \sum_{p=1}^{\infty} \frac{1}{(2\pi)^{3/2}} \frac{q_s \delta t}{\sigma_{xp}\sigma_{yp}\sigma_{zp}} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{x_p - x}{\sigma_{xp}}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y_p - y}{\sigma_{yp}}\right)^2\right]$$
$$\times \left\{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z_p - z}{\sigma_{zp}}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{Z_p + z - 2z_g}{\sigma_{zp}}\right)^2\right] + \left[-\frac{1}{2}\left(\frac{Z_p + z - 2z_m}{\sigma_{zp}}\right)^2\right]\right\},$$

тоді, якщо поверхню Землі вважати плоскою, швидкість вітру постійною, а впливом відбиття від верхньої границі шару перемішування знехтувати, тоді отримаємо популярну Гаусову модель атмосферного перенесення від стаціонарного джерела [IAEA, 1980], яка є однією з найбільш популярних МАП завдяки простоті використання.

В результаті у Гаусовій моделі концентрація C[Бк/м3] у точці (x,y,z) обчислюється за формулою:

$$C(x,y,z)=\frac{q_s}{2\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y{}^2}\right)$$
$$\times\left(\exp\left(-\frac{(z-H_s)^2}{2\sigma_z{}^2}\right)+\exp\left(-\frac{(z+H_s)^2}{2\sigma_z{}^2}\right)\right), \qquad (3.13)$$

де H_s[м] - висота викиду над рівнем поверхні Землі;

q_s[кг/с] - інтенсивність викиду параметри дисперсії;

σ_y,σ_z[м] обчислюються як функції відстані від джерела та категорії стійкості.

Припущення про постійність швидкості і напрямку вітру може застосовуватись протягом часового інтервалу не більше 3 годин, що обмежує масштаби розповсюдження, які описуються гаусовими моделями значеннями не більше 30 км [Талерко, 2009].

Розрахунок вологого осадження радіонуклідів на поверхню Землі здійснюється на підставі відомої параметризації процесу вимивання: $\frac{dM_p}{dt}=-\chi$, де коефіцієнт вимивання χ [1/с] залежить від інтенсивності опадів I [мм/год]: $\chi=\Lambda\left(I/I_{ref}\right)^{\alpha}$, показник степені $\alpha=0.8$, референтна інтенсивність опадів I_{ref}=1 мм/год, постійна $\Lambda=8\cdot10^{-5}$ 1/с.

Сухе осадження описується за допомогою швидкості осадження vd [м/с], яка залежить від категорії землекористування та швидкості вітру. В результаті потік речовини на одиницю площі за рахунок осадження на поверхню Землі F_b[Бк/м^{2}с],

$F_b = v_d C_b$, де C_b – концентрація радіонукліду біля поверхні Землі. З найменшою швидкістю сухе осадження відбувається на водну поверхню ($v_d = 0.0007$ м/с).

3.3 Розрахунок потужності поглинутої гама дози

Потужність гама дози (Гр/с) у повітрі, створювана радіоактивною хмарою з розподілом концентрації $C(x,y,z)$ радіонукліда (Бк/м^3), що випускає випромінювання з фіксованою енергією фотонів визначається у моделі за формулою [Thykier and Nielsen, 1998]:

$$d_\gamma = \frac{\mu_a E_\gamma}{\rho}\Phi = \frac{\mu_a E_\gamma}{\rho}\frac{1}{4\pi}\int_{-\infty}^{\infty}\int_{-\infty}^{\infty}\int_{-\infty}^{\infty}\frac{Be^{-\mu r}C(x,y,z)}{r^2}dxdydz \quad . \qquad (3.14)$$

Тут ρ - щільність повітря (кг/м^3);

E_γ – енергія фотонів (Дж);

μ – сумарний коефіцієнт загасання для повітря (м$^{-1}$);

μ_a – сумарний коефіцієнт абсорбції для повітря (м$^{-1}$);

Φ - потік фотонів у повітрі (1/м^{2}с);

B – фактор нагромадження;

r – відстань між точкою, для якої проводиться розрахунок, та елементарним об'ємом $dxdydz$

величини μ_a, B і μ є функціями енергії фотонів.

Якщо вважати, що найбільший внесок у потужність дози вносить радіоактивна речовина, розташована у беспосередній близькості до точки інтересу, тоді можна використати наближення напів-нескінченної хмари. Тоді інтеграл (3.15) може бути обчислений аналітично, що приводить до співвідношення для потужності дози:

$$d_{\gamma,\infty} = CE_\gamma / 2\rho \quad .$$

В результаті, потужність дози від усієї хмари може бути отримана шляхом підсумовування по всіх частинках відповідно до формули

$$d_\gamma = \sum_{i=1}^{N_p} \sum_{nu=1}^{N_{nucl}} \sum_{ig=1}^{N_{gr}} f_{nu,ig} \frac{\mu_{ai,ig} E_{\gamma,nom,ig}}{\rho} \Phi_{i,nu,ig} =$$

$$= \sum_{i=1}^{N_p} \sum_{nu=1}^{N_{nucl}} \sum_{ig=1}^{N_{gr}} f_{nu,ig} \frac{\mu_{ai,ig} E_{\gamma,nom,ig}}{\rho} \frac{1}{4\pi} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \frac{B_{ig} e^{-\mu_{ig} r} C_{i,nu}}{r^2} dx\,dy\,dz, \qquad (3.15)$$

де N_{nucl} - кількість радіоактивних ізотопів у викиді;

$C_{i,nu}$ [Бк] - концентрація радіонукліду *nu* (*nu* =1,…,N_{nucl}) у частинці (пуфі) і (i = 1,.., N_p);

N_{gr} кількість енергетичних груп для урахування того, що при одиничному радіоактивному розпаді випромінюється кілька фотонів з різними енергіями (N_{gr}=4 у JRODOS);

$E_{\gamma,nom,ig}$ - «номінальні» значенням енергії фотонів у кожній групі (табл. 3);

$f_{nu,ig} = E_{\gamma,nu,ig} / E_{\gamma,nom,ig}$ кількість «еквівалентних» фотонів, у кожній групі, які випускаються за один радіоактивний розпад радіонукліда *nu* , та мають номінальне значення енергії, Кількість еквівалентних фотонів дається співвідношенням.

Таблиця 3. Номінальні значення енергій фотонів і діапазони значень енергії у системі RODOS

Група	$E_{\gamma,nom}$ (МеВ)	Діапазон (МеВ)
1	0,2	≤ 0,35
2	0,5	> 0,35...0…0,75
3	1,0	> 0,75...1…1,5
4	2,0	> 1,5

У наближенні напівнескінченної хмари потужність дози визначається за формулою:

$$d_{\gamma,\infty} = \sum_{i=1}^{N_\rho} \sum_{nu=1}^{N_{nucl}} \sum_{ig=1}^{N_{gr}} f_{nu,ig} \frac{E_{\gamma,nom,ig} C_{i,nu}}{2\rho} . \qquad (3.16)$$

3.4 Розрахунок доз через харчові ланцюги

Перенесення радіонуклідів через харчові шляхи та формування відповідних дох моделюється моделлю FDMT (Terrestrial Food and Dose Modules) [Muller et al., 1999]. Основними вхідними даними є концентрації радіонуклідів в атмосфері біля поверхні Землі, вологе осаждіння радіонуклідів, кількість опадів. Розрахунок доз проводиться для наступних харчових шляхів:

- вживання продуктів харчування;
- інгаляція радіонуклідів під час проходження хмари та після аварії, за рахунок ресуспензії;
- зовнішня доза від радіоактивної хмари;
- зовнішня доза від випадінь радіонуклідів на поверхні Землі;
- зовнішня доза від радіонуклідів на шкірі та одежі.

Результатом FDMT є часові залежності концентрацій радіонуклідів у різних продуктах харчування, а також індивідуальні та колективні дози від усіх шляхів опромінення для різних вікових груп.

Модель враховує усі процеси, які ведуть до забруднення продуктів харчування. Це розраховується у наступних етапах:

- Розрахунок осадження на поверхню грунту та на поверхню різних рослин (окремо розраховується сухе і волого осадження);
- Розрахунок часової залежності концентрацій у їстівних частинах рослин: забруднення є результатом вбирання листям та коренями, що розраховується із урахуванням коефіцієнтів переходу речовин із грунту у корені та інших процесів;
- Забруднення продуктів тваринного походження через вживання заражених рослин, тощо;
- Після цих етапів розраховується забруднення у продуктах харчування.

Модель FDMA [Muller et al., 1999] є моделлю для розрахунку переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення через забруднену воду, а також для розрахунку доз опромінення, отриманих населенням завдяки споживанню продуктів харчування рослинного і тваринного походження. Основними шляхами забруднення продуктів харчування є: 1) потрапляння радіонуклідів в рослини через їхній полив (іррігацію); 2) потрапляння радіонуклідів в тварини через споживання рослин і води; 3) споживання людьми продуктів рослинного і тваринного походження, а також води і риби.

3.4.1 Параметри іррігації

Для кожного типу рослин вказується свій режим іррігації: період іррігації та кількість води, що використовується при кожному поливі. Наступні параметри описують полив кожного типу рослин:

tb_{irr} - початок сезону іррігації (день року);

te_{irr} - кінець сезону іррігації (день року) ;

Δti_{irr} - час (в днях) між поливами;

R_{irr} - кількість води (мм), що використовується при кожному поливі.

Забруднення рослин в момент урожаю враховує безпосереднє забруднення листя $C_i.l(t)$ і перенос активності з грунту через кореневу систему $C_i.r(t)$:

$$C_i(t) = C_i.l(t) + C_i.r(t), \tag{3.17}$$

де $C_i(t)$ - загальне забруднення рослин типу i ;

$C_i.l(t)$ - забруднення рослин типу і через листя;

$C_i.r(t)$ - забруднення рослин типу і через кореневу систему.

3.4.2 Забруднення рослин через листя

Концентрація радіонуклідів $C_i.l$ під час урожаю визначається як початкове забруднення рослини в момент іррігації з врахуванням втрат активності вивітрюванню (вітер, дощ) і радіоактивному розпаду. Отже, концентрація радіонуклідів розраховується як:

$$C_{i,l} = \sum_{n=1}^{N_{irr}} \frac{A_{i,n}}{Y_i} \cdot \exp\left(-(\lambda_w + \lambda_r) \cdot Dt_n\right), \tag{3.18}$$

де $C_i.l$ - концентрація радіонуклідів в рослинах типу і в момент урожаю;

N_{irr} - кількість поливів;

$A_{i,n}$ - загальне забруднення (Бк м$^{-2}$) рослин типу і при n-ному поливі;

Y_i - урожайність (кг м$^{-2}$) рослин типу і в момент урожаю;

λ_w - втрати (день$^{-1}$) завдяки вивітрюванню;

λ_r - втрати за рахунок радіоактивному розпаду (день$^{-1}$);

Δt_n - проміжок часу між n-ним поливом і урожаєм (дні).

3.4.2 Забруднення рослин через кореневу систему

При оцінці забруднення рослин через кореневу систему вважається, що концентрація радіонуклідів однорідна у всій кореневій зоні. Перехід радіонуклідів з грунту в рослину розраховується через коефіцієнт переносу TFi, який визначає співвідношення концентрації радіонуклідів в рослині і в грунті:

$$C_{i,r}(t) = TF_i C_S(t) \tag{3.19}$$

де $C_{i,r}(t)$ - концентрація радіонукліду (Бк кг$^{-1}$) в рослинах типу *i* в момент часу *t*;

TF_i - коефіцієнт переходу "грунт-рослина" для рослин типу *i*;

$C_S(t)$ - концентрація радіонукліду (Бк кг$^{-1}$) в кореневій зоні в момент часу *t*.

Концентрація радіонукліду в кореневій зоні представляється як:

$$C_s(t) = \sum_{n=1}^{N} \frac{A_{s,n}}{L\,d} \cdot \exp\left(-(\lambda_s + \lambda_f + \lambda_r) \cdot Dt_n\right) \tag{3.20}$$

де $A_{s,n}$ - загальне забруднення грунту (Бк м$^{-2}$) при *n*-ному поливі;

N - загальна кількість поливів до моменту часу *t*;

L - глибина кореневої зони (м);

d - густина грунту (кг м$^{-3}$);

λ_S - втрати за рахунок міграції радіонуклідів з кореневої зони (день$^{-1}$);

λ_f - втрати за рахунок зв’язування радіонуклідів в грунті (день$^{-1}$);

Δt_n - проміжок часу між *n*-ним поливом і моментом часу *t* (дні).

Забруднення продуктів тваринного походження (молоко, м'ясо, яйця) є наслідком засвоєння тваринами радіонуклідів через споживання забрудненої води і рослин.

3.4.3 Накопичення радіоактивності завдяки споживанню забруднених рослин

В даному випадку мається на увазі, що тварини споживають рослини, які були забруднені в результаті іррігації. Кількість радіонуклідів, отриманих тваринами завдяки споживанню рослин розраховується на основі концентрації радіонуклідів в різних типах рослин і величин їхнього споживання тваринами:

$$A_{a,m}(t) = \sum_{k=1}^{K_m} C_k(t) \cdot I_{k,m} \tag{3.21}$$

де $A_{a,m}(t)$ - отримана тваринами m концентрація радіонукліду (Бк день$^{-1}$) в момент часу t;

K_m - кількість різних типів рослин, які споживають тварини m;

$C_k(t)$ - концентрація радіонуклідів (Бк кг$^{-1}$) в рослинах типу k;

$I_{k,m}$ - величина споживання (кг день$^{-1}$) рослин типу k тваринами m.

В моделі FDMA використовуються ті ж значення величин споживання води і рослин тваринами, що і в моделі FDMT.

Розрахунок концентрації радіонуклідів в конкретних продуктах тваринного походження описується за допомогою рівноважного коефіцієнту переносу TF_m з організму тварини в дані продукти і двох експонент, які відповідають біологічному часу життя відповідних продуктів:

$$C_m(T) = TF_m \cdot \sum_{j=1}^{J} \left\{ a_{m,j} \cdot \int_0^T A_{a,m}(t) \cdot \lambda_{b,mj} \cdot \exp\left[-\left(\lambda_{b,mj} + \lambda_r \right)(T-t) \right] dt \right\} \tag{3.22}$$

де $C_m(T)$ - концентрація радіонукліду (Бк кг$^{-1}$) в продукті m в момент часу T;

TF_m - коефіцієнт переносу (день кг$^{-1}$) для продукта *m*;

J - кількість біологічних швидкостей переносу;

$a_{m,j}$ - частка *j*-того переносу;

$\lambda_{b,mj}$ - біологічний час життя продукту *m* для *j*-того переносу (день$^{-1}$).

В моделі FDMA використовуються ті ж значення коефіцієнтів переносу і біологічного часу життя продуктів тваринного походження, що і в моделі FDMT.

Розраховані концентрації радіонуклідів для продуктів тваринного походження відносяться до сирих продуктів, а для продуктів рослинного походження - до продуктів в момент урожаю. Для перерахунку цих значень в забруднення продуктів харчування потрібно враховувати процеси обробки і приготування, а також час зберігання. Отже, концентрація радіонуклідів в продуктах харчування розраховується з концентрації в сирих продуктах наступним чином

$$C_k(t) = C_{k0}(t - t_{pk}) \cdot P_k \cdot \exp\left(-\lambda_r \cdot t_{pk}\right) \tag{3.23}$$

де $C_k(t)$ - концентрація радіонукліду (Бк кг$^{-1}$) в продукті *k*, готовому до споживання в момент часу *t*;

C_{k0} - концентрація радіонукліду (Бк кг$^{-1}$) в сирому продукті в момент часу *t*;

P_k коефіцієнт обробки для продукту *k*;

λ_r - коефіцієнт радіоактивного розпаду (день$^{-1}$);

t_{pk} - час обробки і зберігання (дні) для продукта *k*.

Засвоєння радіонуклідів людиною розраховується з залежних від часу концентрацій в продуктах харчування і величин їхнього споживання:

$$A_h(t) = \sum_{k=1}^{K} C_k(t) \cdot V_k(t) \tag{3.24}$$

де $A_h(t)$ - засвоєння людиною радіонукліду (Бк день$^{-1}$);

K - кількість продуктів харчування;

$C_k(t)$ - концентрація радіонукліду (Бк кг$^{-1}$) для *k*-того продукту;

$V_k(t)$ - величина споживання (кг день$^{-1}$) *k*-того продукту.

Значення величин споживання для різних вікових груп (діти до 1 року, від 1 до 5 років, від 5 до 10 років, від 10 до 15 років і дорослі) для різних радіоекологічних регіонів України описані в моделі FDMT.

Доза опромінення $D_{ing}(T)$ за рахунок споживання забрудненої їжі за час T після викиду радіонуклідів розраховується як

$$D_{ing}(T) = g_{ing} \cdot \int_0^T A_h(t)dt \tag{3.25}$$

де $D_{ing}(T)$ - індивідуальна доза від споживання продукту *k*;

g_{ing} - дозовий коефіцієнт, залежний від віку людини (Зв Бк$^{-1}$);

$A_h(t)$ – величина засвоєння людиною радіонукліду (Бк день$^{-1}$);

Значення дозового коефіцієнту для різних вікових груп і різних радіонуклідів приведені у [Dvorzhak, 1999].

Додатково розраховується доза опромінення за рахунок споживання питної води:

$$D_{ing}(T) = g_{ing} \cdot \int_0^T C_w(t) \cdot V_w(t)dt \tag{3.26}$$

V_w – величина споживання питної води (л день$^{-1}$);

C_w – концентрація радіонукліду у воді (Бк л$^{-1}$).

Для розрахунку колективних доз опромінення для деякого регіону чи населеного пункту використовуються вищенаведені формули, помножені на кількість населення, із значенням дозового коефіцієнту g_{ing} для дорослих.

Моделям FDMT і FDMA необхідні дані для різних сільсько-господарських параметрів для кожного радіоекологічного регіону, який відрізняється кліматичними даними і особливостями раціону населення. Ці регіони характеризуються однорідними радіоекологічними умовами і для них в моделі використовуються однакові параметри. Вибір таких радіоекологічних регіонів, з відносно однорідними умовами, здійснюється на основі даних про режими сільського господарства, періоди росту рослин, часу урожаю, раціони домашніх тварин, структуру споживання продуктів харчування людей і ін. На основі цих принципів у роботі [Dvorzhak, 1999] територія України була поділена на 5 регіонів: Полісся (1), Лісо-степ (2), Степ (3), Карпати (4) і Крим (5).

Радіоекологічний регіон Полісся покриває північну і північно-західну частину України. Його площа займає близько 14.5% території України. Клімат - вологий. На цій території переважають змішані ліси.Основними типами грунтів є торфові і глинисті. Центральну частину України займає Лісо-степовий радіоекологічний регіон. Його площа займає близько 42% території України. Клімат - теплий і вологий. Основна рослинність - ліси, які перемежовуються з трав’яним покровом. В північній і центральній частині регіону грунти з невеликим вмістом чорнозему, тоді як в південній частині регіону переважають чорноземи. Радіоекологічний регіон Степ покриває південну частину України. Його площа займає близько 40% території України. Клімат - теплий і сухий. Основною рослинністю є трав’яний покров. Основним типом грунтів є чорноземи. Запорізька АЕС розташована в радіоекологічному регіоні Степ. В роботі [Dvorzhak, 1999] були зібрані усі необхідні параметри FDMT для кожного з регіонів, значення яких використані у даній роботі.

Висновки до розділу 3

Розділ "Математичні моделі оцінки радіологічних наслідків" присвячений розробці та використанню математичних моделей для оцінки радіологічних

наслідків. У цьому розділі було розглянуто кілька ключових аспектів, що включають моделі розрахунку та деталізації метеорологічних умов, модель атмосферного перенесення, розрахунок потужності поглинутої гамма-дози та розрахунок доз через харчові ланцюги.

Перш за все, були використані математичні моделі для розрахунку та деталізації метеорологічних умов. Ці моделі дозволяють враховувати такі параметри, як швидкість та напрямок вітру, температура повітря, вологість та інші фактори, що впливають на розповсюдження радіоактивних речовин у навколишньому середовищі.

Далі, була розроблена модель атмосферного перенесення, що дозволяє відтворити рух радіоактивних речовин у повітряному просторі. Ця модель базується на рівняннях фізики аерозольного розповсюдження та ураховує такі фактори, як атмосферна турбулентність, дифузія, осідання та інші процеси.

Для оцінки радіологічних наслідків був проведений розрахунок потужності поглинутої гамма-дози. Використовуючи дані про концентрації радіоактивних речовин у середовищі та фізичні властивості матеріалів, можна визначити потужність дози, яку отримує людина внаслідок впливу гамма-випромінювання.

Крім того, було здійснено розрахунок доз через харчові ланцюги. Цей розрахунок враховує концентрації радіонуклідів у продуктах харчування та їх засвоєння людиною через різні шляхи, такі як упорядкований та непорядкований способи споживання.

Використання математичних моделей у цьому розділі дозволяє оцінити радіологічні наслідки та ризики, пов'язані з випадковими чи навмисними радіоактивними викидами. Ці дані можуть бути використані для прийняття рішень щодо радіаційної безпеки, розробки заходів мінімізації впливу радіоактивного забруднення та захисту населення.

ВИСНОВКИ

У даній роботі було проведено дослідження з моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС. Основною метою було визначення радіологічних ризиків, пов'язаних з аварійною ситуацією, а також розробка математичних моделей для оцінки цих наслідків.

У першому розділі була обґрунтована актуальність задачі оцінки радіоактивного забруднення території внаслідок аварії на Запорізькій АЕС. Були представлені основні теоретичні аспекти, необхідні для вирішення цієї задачі, а також доцільність використання методу оцінки радіологічних ризиків на основі статистичної обробки набору сценаріїв розповсюдження.

У другому розділі було розроблено математичні моделі для розрахунку і деталізації метеорологічних умов та атмосферного перенесення радіоактивних речовин. Ці моделі дозволяють ураховувати основні фізичні процеси, що відбуваються в атмосфері, і проводити більш точні розрахунки розповсюдження забруднення.

У третьому розділі було виконано розрахунок потужності поглинутої гамма-дози на різних відстанях від аварійного реактора. Для цього були використані розроблені математичні моделі та враховані метеорологічні умови. Отримані результати надають інформацію про рівень радіоактивного впливу на різні території. Також було проведено розрахунок доз радіації через харчові ланцюги. Були розроблені математичні моделі, які дозволяють оцінити рівень радіоактивного забруднення продуктів харчування внаслідок аварії на Запорізькій АЕС. Це дозволяє враховувати вплив радіації на здоров'я населення через харчові ресурси.

Отже, дана робота з моделювання короткострокових наслідків важкої техногенної аварії на Запорізькій АЕС є суттєвим внеском у дослідження

радіологічних ризиків. Розроблені математичні моделі та проведені розрахунки надають можливість оцінити потенційні наслідки аварійної ситуації та розробити відповідні заходи безпеки. Дана робота є цінним інструментом для розуміння та управління радіаційними ризиками в подібних аварійних ситуаціях.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

[1] Список АЕС від МАГАТЕ. — Режим доступу: https://www-pub.iaea.org/ MTCD/Publications/PDF/RDS-2-42_web.pdf.

[2] Новинна публікація, Укрінформ. — Режим доступу: https://www.ukrinform.ua/rubric-economy/ 3362002-zaporizka-aes-vperse-pracue-na-100-potuznosti-energoatom.html.

[3] Новинна публікація, BBC. — Режим доступу: https://www.bbc.com/ ukrainian/features-62433000.

[4] Новинна публікація, Voice of America. — Режим доступу: https://ukrainian.voanews.com/a/ voa-exclusive-ukrainian-nuclear-engineer-details-conditions-inside-zaporizhzhia-plant-/ 6717990.html.

[5] Новинна публікація, Interfax Україна. — Режим доступу: https://ua.interfax.com.ua/news/general/910520.html.

[6] Новинна публікація, Суспільне. — Режим доступу: https://suspilne.media/ 270611-bezpeka-zaporizkoi-aes-ci-e-zagroza-radiacijnogo-vikidu-ta-ak-na-dii-rf-reague-svit/.

[7] Centre. European Commission. Joint Research. European atlas of natural radiation. — Publications Office, 2019. — Режим доступу: https://data.europa.eu/doi/10.2760/46388.

[8] ATLAS. UKRAINE. RADIOACTIVE CONTAMINATION. — Режим доступу: https://radatlas.isgeo.com.ua/index.html.

[9] JRODOS: Platform for improved long term countermeasures modelling and management / Raskob, W., Trybushnyi, D., Ievdin, I. і Zheleznyak, M. // Radioprotection. — 2011. — Т. 46, № 6. — Режим доступу: https://doi.org/ 10.1051/radiopro/20116865s. 26

[10] Committee IOGP Geomatics. EPSG Geodetic Parameter Dataset. — Режим доступу: https://epsg.org/home.html.

[11] Karney Charles F. F. Algorithms for geodesics // Journal of Geodesy. — 2012. — Чер. — Т. 87, № 1. — С. 43–55. — Режим доступу: https://doi.org/10.1007/s00190-012-0578-z.

[12] PROJ contributors. — PROJ coordinate transformation software library. — Open Source Geospatial Foundation, 2023. — Режим доступу: https://proj. org/.

[13] Contributors SciPy. — SciPy Fundamental Algorithms for Scientific Computing in Python. — Режим доступу: https://docs.scipy.org/doc/scipy/reference/generated/scipy.interpolate.LinearNDInterpolator.html.

[14] Barber C Bradford, Dobkin David P, Huhdanpaa Hannu. The quickhull algorithm for convex hulls // ACM Transactions on Mathematical Software (TOMS). — 1996. — Т. 22, № 4. — С. 469–483.

[Енергоатом, 2011] Електронний ресурс — Режим досупу: https://web.archive.org/web/20190201141407/http://www.npp.zp.ua/Shoyat/Description

[Landman, 2007] Heat and brine transport in porous media // “Transport in Porous Media” journal — 2007 — Режим доступу: https://link.springer.com/article/10.1007/s11242-007-9104-9

[Сивинцев, 1987] Насколько опасно облучение? (радиация и человек) / Ю.В. Сивинцев. - 2-е изд., испр. и доп.. - М. : Издат, 1991. - 112 с. : ил. - Б. ц.

[НРБУ] Норми радіаційної безпеки України — 1997 — Режим доступу: http://www.insc.gov.ua/ukr/docs/nrbu97.pdf

[Mikkelsen, 2006] Niels Troldborg, Jens Nørkær Sørensen, Robert Flemming Mikkelsen — Numerical Simulations of Wakes of Wind Turbines in Wind Farms — 2006 — Режим доступу: https://orbit.dtu.dk/en/publications/numerical-simulations-of-wakes-of-wind-turbines-in-wind-farms

[Ievdin et al., 2010] Ievdin, I. & Trybushny, D. & Zheleznyak, Mark & Raskob, W.. (2010). — RODOS re-engineering: Aims and implementation details. — Режим доступу: http://dx.doi.org/10.1051/radiopro/2010024. 45. 10.1051/radiopro/2010024.

[Andronopoulos et al., 2010].Andronopoulos, Spyros & Davakis, E. & Bartzis, J.G. & Kovalets, Ivan. (2010). — RODOS meteorological pre-processor and atmospheric dispersion model DIPCOT: A model suite for radionuclides dispersion in complex terrain. // Radioprotection journal // 45. S77-S84. 10.1051/radiopro/2010017.

[Schnoor, 1996] Schnoor, Jerald L and others — Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil. — 1996 // John Wiley and Sons

[Kovalets and Romanenko, 2021] Mykola Talerko, Ivan Kovalets, Tatiana Lev, Yasunori Igarashi, Olexandr Romanenko — 2021 — Simulation study of radionuclide atmospheric transport after wildland fires in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 — Режим доступу: https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.01.010

[Bezhenar and Kovalets, 2022] Bezhenar, Roman & Kovalets, Ivan. (2023). — Modeling of Radioactive Contamination of the Black Sea and Its Impact on Humans Due to Hypothetical Heavy Accident at the Zaporizhzhia NPP. — 10.1007/978-3-031-30251-0_1.

[Ковалець, 2018] George C. Efthimiou, Ivan V. Kovalets, Christos D. Argyropoulos, Alexandros Venetsanos, Spyros Andronopoulos, Konstantinos E. Kakosimos, — Evaluation of an inverse modelling methodology for the prediction of a stationary point pollutant source in complex urban environments, Building and Environment, — Volume 143, —2018, — Pages 107-119, —ISSN 0360-1323, — https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.07.003.

[Талерко, 2009], Талерко Н.Н. Физические особенности и ограничения моделей атмосферного переноса радионуклидов для различных пространственно-

временных масштабов. Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля, 2009, вип. 11.

[Бончук та ін., 2009] Программный комплекс анализа дозиметрической обстановки при аварийных выбросах АЭС Украины / Ю.В. Бончук, Н.Н. Талерко, А.Г. Кузьменко // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. — 2009. — Вип. 12. — С. 30-39. — Бібліогр.: 11 назв. — рос.

[Dvorzhak, 1999] Brown, J., Dvorzhak, A., Mora, J. C., Pérez-Sanchez, D., Kaasik, M., Tkaczyk, A., Hosseini, A., Iosjpe, M., Popic, J., Smith, J., Vives i Batlle, J., Almahayni, T., Vanhoudt, N., Gonze, M. A., Calmon, Ph., Février, L., Hartmann, Ph., Steiner, M., Urso, L., Oughton, D., Lind, O. C., & Salbu, B. (2019a). CONCERT Deliverable D9.61—Guidance to select level of complexity. EJP-CONCERT, European Joint Programme for the Integration of Radiation Protection Research, H2020 – 662287.

[Muller et al., 1999] Muller H., Gering F., Prohl G. — Model description of the aquatic food chain and dose module FDMA in RODOS PV4.0. — RODOS Report WG3-TN(99)18, 2004. — 22 p

[IAEA, 1980] IAEA, Safety Series No. 50-SG-53 (1980)

[Thykier Nielsen, 1998] Thykier Nielsen S., Deme S., Mikkelsen T. Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF. RODOS report: RODOS(WG2)-TN(98)-02, 1998. 58 p. URL: https://resy5.iket.kit.edu/RODOS/

[Batchelor, 2000] Batchelor, G. (2000). An Introduction to Fluid Dynamics (Cambridge Mathematical Library). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511800955

[Pielke, 2004] Pielke R.A. Mesoscale meteorological modelling / Pielke R.A. – USA, San Diego: Academic Press,

2004. – 676 p.